



Serviço Público Federal
Universidade Federal de Goiás – UFG
Instituto de Estudos Socioambientais – IESA
Programa de Pós-Graduação em Geografia – PP GEO

SAMUEL ALVES DOS SANTOS

**ANÁLISE DO CENÁRIO DE PERDA DE SOLOS E SUA
CONTRIBUIÇÃO AO RISCO DE DESERTIFICAÇÃO NO
SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

GOIÂNIA, GOIÁS
2025



UFG

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE ESTUDOS SÓCIO-AMBIENTAIS

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO (TECA) PARA DISPONIBILIZAR VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES

E DISSERTAÇÕES NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a [Lei 9.610/98](#), o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

O conteúdo das Teses e Dissertações disponibilizado na BDTD/UFG é de responsabilidade exclusiva do autor. Ao encaminhar o produto final, o autor(a) e o(a) orientador(a) firmam o compromisso de que o trabalho não contém nenhuma violação de quaisquer direitos autorais ou outro direito de terceiros.

1. Identificação do material bibliográfico

☐ Dissertação ☒ Tese ☐ Outro*: _____

*No caso de mestrado/doutorado profissional, indique o formato do Trabalho de Conclusão de Curso, permitido no documento de área, correspondente ao programa de pós-graduação, orientado pela legislação vigente da CAPES.

Exemplos: Estudo de caso ou Revisão sistemática ou outros formatos.

2. Nome completo do autor

Samuel Alves dos Santos

3. Título do trabalho

“Análise do cenário de perda de solos e sua contribuição ao risco de desertificação no semiárido brasileiro”

4. Informações de acesso ao documento (este campo deve ser preenchido pelo orientador)

Concorda com a liberação total do documento ☒ SIM ☐ NÃO¹

[1] Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. Após esse período, a possível disponibilização ocorrerá apenas mediante:

- a) consulta ao(a) autor(a) e ao(a) orientador(a);
- b) novo Termo de Ciência e de Autorização (TECA) assinado e inserido no arquivo da tese ou dissertação. O documento não será disponibilizado durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

Obs. Este termo deverá ser assinado no SEI pelo orientador e pelo autor.



Documento assinado eletronicamente por **Samuel Alves Dos Santos, Discente**, em 13/09/2025, às 10:07, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ivanilton Jose De Oliveira, Professor do Magistério Superior**, em 14/09/2025, às 17:47, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **5646988** e o código CRC **EA02BF5F**.

SAMUEL ALVES DOS SANTOS

**ANÁLISE DO CENÁRIO DE PERDA DE SOLOS E SUA
CONTRIBUIÇÃO AO RISCO DE DESERTIFICAÇÃO NO
SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, do Instituto de Estudos Socioambientais da Universidade Federal de Goiás, como requisito para a obtenção do título de Doutor em Geografia.

Área de Concentração: Natureza e Produção do Espaço.

Linha de Pesquisa: Análise Ambiental e Tratamento da Informação Geográfica.

Orientação: Prof. Dr. Ivanilton José de Oliveira.

Coorientação: Prof. Dr. Antonio Marcos dos Santos

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do
Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Santos, Samuel Alves dos
ANÁLISE DO CENÁRIO DE PERDA DE SOLQS E SUA
CONTRIBUIÇÃO AO RISCO DE DESERTIFICAÇÃO NO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO [manuscrito] / Samuel Alves dos Santos. - 2025.
236 f.

Orientador: Prof. Dr. Ivanilton José de Oliveira; co-orientador Dr.
Antonio Marcos dos Santos.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Goiás, Instituto de
Estudos Socioambientais (Iesa), Programa de Pós-Graduação em
Geografia, Goiânia, 2025.

Bibliografia. Apêndice.

Inclui siglas, mapas, fotografias, abreviaturas, gráfico, tabelas,
lista de figuras, lista de tabelas.

1. Modelo RUSLE. 2. Estimativa de perda. 3. Perda por erosão. 4.
Contribuição à desertificação. 5. Semiárido pernambucano. I. Oliveira,
Ivanilton José de , orient. II. Título.

CDU 911



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE ESTUDOS SÓCIO-AMBIENTAIS
ATA DE DEFESA DE TESE

Ata Nº 35/2025 da sessão de Defesa de Tese de **Samuel Alves dos Santos** que confere o título de Doutor em **Geografia**, na área de concentração em **Natureza e Produção do Espaço**.

Aos **doze dias do mês de agosto de dois mil e vinte e cinco**, a partir das 14:00, por meio de videoconferência, realizou-se a sessão pública de Defesa de Tese intitulada “**Análise do cenário de perda de solos e sua contribuição ao risco de desertificação no semiárido brasileiro**”. Os trabalhos foram instalados pelo Orientador, Professor Doutor **Ivanilton Jose de Oliveira (IESA/UFG)**, com a participação dos demais membros da Banca Examinadora: Professora Doutora **Andrelisa Santos de Jesus (IESA/UFG)**, membro titular externo; Professor Doutor **Gustavo Rodrigues Barbosa (UEMG - Frutal)**, membro titular externo; Professora Doutora **Manuella Vieira Barbosa Neto (IFPE)**, membro titular externo; Professor Doutor **Guilherme Taitson Bueno (IESA/UFG)**, membro titular interno. Durante a arguição os membros da banca **não fizeram** sugestão de alteração do título do trabalho. A Banca Examinadora reuniu-se em sessão secreta a fim de concluir o julgamento da Tese, tendo sido o candidato **aprovado** pelos seus membros. Proclamados os resultados pelo Professor Doutor **Ivanilton Jose de Oliveira**, Presidente da Banca Examinadora, foram encerrados os trabalhos e, para constar, lavrou-se a presente ata, que é assinada pelos Membros da Banca Examinadora, aos **doze dias do mês de agosto de dois mil e vinte e cinco**.

TÍTULO SUGERIDO PELA BANCA



Documento assinado eletronicamente por **Ivanilton Jose De Oliveira, Professor do Magistério Superior**, em 08/10/2025, às 12:02, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Guilherme Taitson Bueno, Professor do Magistério Superior**, em 08/10/2025, às 13:35, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Manuella Vieira Barbosa Neto, Usuário Externo**, em 08/10/2025, às 14:05, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **GUSTAVO RODRIGUES BARBOSA, Usuário Externo**, em 08/10/2025, às 14:10, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Andrelisa Santos De Jesus, Professor do Magistério Superior**, em 08/10/2025, às 16:20, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site
https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0,
informando o código verificador **5708109** e o código CRC **3D7C1980**.

Referência: Processo nº 23070.033692/2025-19

SEI nº 5708109

Dedico

Aos meus familiares, especialmente à minha mãe, ao meu pai, à minha esposa, Adriele, e aos meus filhos. Ao Prof. Dr. Antonio Marcos, pelo incentivo e por ter demonstrado, ao longo da minha trajetória profissional, que sou capaz de enfrentar e superar os desafios. Ao Prof. Dr. Ivanilton, ao Programa de Pós-Graduação e a todos aqueles que incentivaram a construção deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ser minha âncora, meu psicólogo e por seu amor infinito, bem como pela graça que me concedeu, mesmo sem que eu a merecesse.

Ao Prof. Dr. Ivanilton José de Oliveira, meu profundo agradecimento por toda a ajuda e pela oportunidade que me proporcionou ao aceitar orientar uma pessoa que não conhecia. Durante esse percurso, o senhor me acolheu e, com dedicação, guiou-me ao longo do doutorado. É uma pessoa excelente, um orientador comprometido e foi uma peça fundamental nesse processo.

Ao meu coorientador, Prof. Dr. Antonio Marcos dos Santos, que, além de manter uma relação de amizade, muito contribuiu para a construção desta tese. Prof. Antonio, muito obrigado pela parceria, pelas idas em plenos sábados e domingos aos trabalhos de campo na bacia hidrográfica do Riacho Pontal, pelas coletas de solo, pela ajuda no peneiramento e na análise dos dados em laboratório, e pelos incentivos nos momentos em que estive desanimado. Agradeço por ter acreditado em mim desde o quinto período da graduação, por me dar a oportunidade de fazer parte do Grupo de Trabalho em Monitoramento Ambiental, Geotecnologia e Ensino (GTMAGEO), por me orientar no mestrado e pela parceria na orientação do doutorado. Obrigado por toda a ajuda e pela oportunidade única de conversar sobre Geografia.

Ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, pelo acolhimento e por fomentar o desenvolvimento deste trabalho. Aos professores e funcionários do curso de Pós-Graduação em Geografia, pelo intercâmbio de ideias e pela amizade cultivada. Em especial, aos professores Dr. Guilherme Taitson Bueno, Dr. Luis Felipe Soares Cherem, Dr. João Batista Pereira Cabral, Dr. Manuel Eduardo Ferreira, Dra. Fabrizia Gioppo Nunes e Dr. Eguimar Felício Chaveiro, a quem serei sempre grato pelos ensinamentos adquiridos durante minha formação na pós-graduação.

Aos professores da banca examinadora, Prof. Dr. Guilherme Taitson Bueno; Prof^ª. Dr^ª. Andreilisa Santos de Jesus; Prof. Dr. Gustavo Rodrigues Barbosa e Prof^ª. Dr^ª. Manuella Vieira Barbosa Neto, agradeço, desde já, por aceitarem compor minha banca de defesa de doutorado e pelas valiosas colaborações e sugestões que, certamente, enriquecerão este estudo.

Sou eternamente grato à minha mãe, Marinez Alves, e ao meu pai, João Alves, por me ensinarem a lutar pela vida e a nunca desistir dos meus objetivos. Agradeço também aos meus irmãos — Mara, Gil, Saulo, Cássia, Thais, Jheississon e aos meus sobrinhos, representando todos eles, agradeço especialmente à Mariana — por compartilharem comigo momentos de tristeza e alegria. Vocês são especiais para mim.

À minha esposa, Adriele Rodrigues Monteiro Alves, expresso minha profunda gratidão por sua compreensão, paciência, amor e incentivo. Você sempre esteve ao meu lado, fazendo-me feliz. Ao longo desses dez anos dedicados aos estudos, foi meu apoio inabalável, especialmente nos momentos em que duvidei de mim mesmo. Era você quem me dizia que eu conseguiria. Não foi fácil; enfrentamos momentos difíceis juntos, mas, com sua força e apoio, chegamos até aqui. Sou eternamente grato por tudo o que você fez e continua fazendo por mim. Aos meus sogros, Adriano e Cícera, minha gratidão pelas orações.

Ao meu filho, Davi Lucca, meu anjo azul. Meu objetivo é contribuir para o seu desenvolvimento e proporcionar um tratamento que lhe permita ter uma vida plena, assim como qualquer outra pessoa, mesmo diante do TEA, do TDAH e das altas habilidades que você possui. Agradeço também à minha filha, Cecília, que chegou ao mundo durante a elaboração desta tese, trazendo alegria e força de vontade. Vocês são minha inspiração e motivação.

À Universidade de Pernambuco – *Campus* Petrolina. Em especial, aos meus amigos pesquisadores do GTMAGEO, pelo apoio constante, pela hospitalidade, paciência, ensinamentos, ajuda no laboratório e nos trabalhos de campo, pela parceria nos congressos e demais eventos, e pelo estímulo ao longo deste percurso.

Aos meus colegas da turma do Doutorado 2021, em especial a Péricles Souza Lima, Mauricélia Cândida de Brito e Glacielle Fernandes Medeiros.

À FAPEG – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás, pela concessão da bolsa de doutorado.

A todos que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização deste trabalho.

Muito obrigado.

Quem dera que se cumprisse o meu
desejo, e que Deus me desse o que
espero!

(Jó 6:8)

RESUMO

A perda de solo por erosão hídrica representa uma das principais ameaças à saúde do solo e deve ser reconhecida como uma questão urgente que a humanidade enfrenta. Além disso, a erosão atua como um fator contribuinte no avanço do processo de desertificação. A bacia hidrográfica do Riacho Pontal, localizada no semiárido de Pernambuco, tem enfrentado, nas últimas décadas, um agravamento dos problemas ambientais, principalmente relacionados à degradação dos solos, como a salinização e, principalmente, a erosão. Diante desse contexto, definiu-se o seguinte questionamento que guiou o desenvolvimento deste estudo: qual é a estimativa da perda de solos na bacia hidrográfica do Riacho Pontal atualmente e como são as projeções para o futuro? Assim, este estudo teve como objetivo principal avaliar a relação entre a perda de solos atualmente e sobre cenários futuros e quais as possíveis contribuições a um eventual processo de desertificação na bacia hidrográfica do Riacho Pontal, estado de Pernambuco. Para isso, foram utilizadas ferramentas geotecnológicas para mapear a estimativa de perda de solos nos anos de 2023 e projeções para 2060, 2080 e 2100, considerando cenários otimista e pessimista. A modelagem foi realizada por meio da aplicação da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) em ambiente SIG, utilizando o *software* ArcGIS 10.8. Os resultados indicam que haverá aumento significativo nas projeções das taxas de perda de solos, com valores superiores a 10 t ha⁻¹ ano⁻¹, sobretudo nos municípios de Afrânio e Dormentes (porção norte da bacia), além de áreas no sudeste da bacia (Lagoa Grande) e em Petrolina, onde predominam relevos residuais, como cristas, morros, serras e serrotes. Quanto aos mapeamentos dos cenários de contribuições atuais e futuras da perda de solos a um eventual processo de desertificação, os resultados indicam aumento das áreas classificadas com risco de contribuição moderado, alto e muito alto ao longo do tempo, tanto no cenário otimista quanto pessimista. Em 2023, essas áreas representavam 29,92% da bacia hidrográfica do Riacho Pontal. No cenário otimista, projetaram-se 37,69% em 2060, cerca de 38,53% em 2080 e 36,32% em 2100. No cenário pessimista, verifica-se também que é projetado um crescimento: 35,26% em 2060, 36,85% em 2080 e 37,34% em 2100. As áreas atingidas por essas classes de risco de contribuição estão concentradas nas porções norte, noroeste e oeste da bacia, abrangendo grande parte do território dos municípios de Afrânio e Dormentes. Em menor proporção, ocorrem também em áreas dos municípios de Petrolina e Lagoa Grande. Por fim, as projeções para os cenários futuros evidenciam a urgência na recuperação de áreas da vegetação da Caatinga Fechada/Densa, especialmente no município de Afrânio. Nessas regiões, a criação intensiva de ovinos, caprinos e bovinos, aliada à produção de carvão vegetal e lenha, tem promovido a remoção da cobertura vegetal, aumentando a perda de solos por erosão nessa porção da bacia. Logo, é preciso atenção e ações imediatas por parte de gestores públicos, agricultores e pecuaristas, com o desenvolvimento de estratégias que promovam, em médio e longo prazo, alternativas eficazes de enfrentamento das situações projetadas.

Palavras-chave: Modelo RUSLE; Estimativa de perda; Perda por erosão; Contribuição à desertificação; Semiárido pernambucano.

ABSTRACT

The soil loss due to water erosion represents one of the main threats to soil health and should be recognized as an urgent issue faced by humanity. Moreover, erosion acts as a contributing factor in the advancement of desertification processes. The Riacho Pontal watershed, located in the semiarid region of Pernambuco, Brazil, has experienced, over the past decades, a worsening of environmental problems, mainly related to soil degradation, such as salinization and, most notably, erosion. Given this context, the following research question was established to guide the development of this study: What is the current estimate of soil loss in the Riacho Pontal watershed, and what are the projections for the future? Thus, the main objective of this study was to assess the relationship between current and future soil loss and to identify the potential contributions to a possible desertification process in the Riacho Pontal watershed, Pernambuco State. To achieve this, geotechnological tools were employed to map soil loss estimates for the year 2023 and to project scenarios for 2060, 2080, and 2100, considering both optimistic and pessimistic conditions. The modeling was carried out through the application of the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) within a GIS environment, using ArcGIS 10.8 software. The results indicate a significant increase in the projected soil loss rates, with values exceeding $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, particularly in the municipalities of Afrânio and Dormentes (northern portion of the basin), as well as in areas in the southeastern sector (Lagoa Grande) and in Petrolina, where residual landforms such as ridges, hills, mountains, and isolated elevations predominate. Regarding the mapping of current and future scenarios of soil loss contributions to a potential desertification process, the results show an increase in areas classified as having moderate, high, and very high contribution risk over time, in both the optimistic and pessimistic scenarios. In 2023, these areas represented 29.92% of the Riacho Pontal watershed. In the optimistic scenario, projections indicate 37.69% in 2060, approximately 38.53% in 2080, and 36.32% in 2100. In the pessimistic scenario, an increase is also projected: 35.26% in 2060, 36.85% in 2080, and 37.34% in 2100. The areas affected by these contribution risk classes are concentrated in the northern, northwestern, and western portions of the basin, encompassing much of the territory of Afrânio and Dormentes municipalities. To a lesser extent, they also occur in parts of the municipalities of Petrolina and Lagoa Grande. Finally, projections for future scenarios highlight the urgency of restoring areas of Dense/Closed Caatinga vegetation, particularly in the municipality of Afrânio. In these regions, the intensive rearing of sheep, goats, and cattle, combined with charcoal and firewood production, has promoted the removal of vegetation cover, thereby increasing soil loss due to erosion in this part of the basin. Therefore, immediate attention and coordinated actions are required from public authorities, farmers, and livestock producers, through the development of strategies that promote, in the medium and long term, effective alternatives to address the projected conditions.

Keywords: RUSLE Model; Estimation of Loss; Erosion loss; Contribution to Desertification; Pernambuco Semi-Arid Region.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Desertificação: Mapeamento das Áreas de Risco	53
Figura 2 –	Mapa conceitual das etapas de desenvolvimento da pesquisa	59
Figura 3 –	Localização da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)	60
Figura 4 –	Canais de transporte de água para os projetos irrigados na bacia hidrográfica do Riacho Pontal: Canal de transporte de água suspenso/Aéreo (A); Canal de transporte de água terrestre (B) e Captação de água para distribuição em comunidades distantes das áreas irrigadas (C)	61
Figura 5 –	Unidades litoestratigráficas da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)..	64
Figura 6 –	Domínios geomorfológicos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)..	68
Figura 7 –	Classes de solos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)	70
Figura 8 –	Mapa conceitual dos procedimentos metodológicos da etapa 1	76
Figura 9 –	Localização dos postos pluviométricos cujos dados foram utilizados para o cálculo da erosividade da chuva	80
Figura 10 –	Localização dos pontos de coletas das amostras de solos para análise da erodibilidade	83
Figura 11 –	Mapa conceitual dos procedimentos metodológicos da etapa 2	92
Figura 12 –	Fluxograma das etapas para projeção dos cenários futuro de uso e cobertura das terras no DINAMICA EGO	93
Figura 13 –	Mapa conceitual dos procedimentos metodológicos da etapa 3	100
Figura 14 –	Mapeamento da Erosividade (A), Precipitação pluviométrica (B) e Altitude (C) da área estudada	103
Figura 15 –	Paisagem registrada no povoado de Lagoas, município de Dormentes (PE), minutos antes da chuva (A); Transporte e remoção do material particulado através de <i>splash</i> e escoamento superficial em Argissolo Vermelho-Amarelo no mesmo local da imagem anterior (B)	105
Figura 16 –	Erodibilidade dos solos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)	107
Figura 17 –	Declividade (A), Comprimento de Rampa/Fator L (B); Fator Topográfico – LS (C) da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)	111
Figura 18 –	Perfil topográfico da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE) de noroeste a sudeste	113
Figura 19 –	Morros residuais isolados registrados no município de Dormentes (PE) ..	115
Figura 20 –	Relevo dissecado no interior da bacia, município de Dormentes (PE) (A); e Divisor superficial (topográfico) da bacia hidrográfica do Riacho Pontal, município de Lagoa Grande (PE) (B)	116
Figura 21 –	Erosão em vale suave ondulado sobre área de pastagens encontrada no município de Afrânio (PE)	117
Figura 22 –	Mapeamento das classes de uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE), referente ao ano de 2023	118
Figura 23 –	Caatinga fechada arbórea na comunidade de Caatinga Grande, município de Dormentes (PE) (A); Caatinga desfolhada, Aberta/Esparsa no distrito de Rajada, município de Petrolina (PE) (B)	119
Figura 24 –	Paisagens de uso e cobertura da terra registrada no distrito de Rajada, Petrolina (PE): Agricultura de Sequeiro (A); Pastagem (B); Solo exposto sendo preparado para Agricultura de sequeiro (C)	120
Figura 25 –	Paisagem de ocorrência de Agricultura Irrigada registrada no Projeto Maria Tereza Km25, Petrolina (PE): Irrigação por gotejamento em parreirais (A); Cultura da videira plantada sobre Latossolos (B)	122
Figura 26 –	Ocupação por algarobeira (<i>Prosopis juliflora</i>) em área de pastagem localizada no povoado de Caatinga Grande, município de Dormentes (PE)	123

Figura 27 –	Estimativa de perda de solos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE), referente ao ano de 2023	125
Figura 28 –	Empreendimentos voltados à Agricultura Irrigada sobre os Latossolos Amarelos e Argissolos Amarelos na área de estudo: tratores e retroescavadeiras armazenados em depósito da Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e Parnaíba (CODEVASF) (A e B); Área de produção de uva irrigada (C); Estação de Bombeamento EB-03 do Projeto Público de Irrigação do Pontal Sul (D)	134
Figura 29 –	Canais de irrigação na área de estudo: canal com baixa presença de cobertura do solo (A); Canal próximo a áreas desmatadas (B)	136
Figura 30 –	Projeção de uso e cobertura da terra para o ano de 2060 (A) e Projeção otimista para o ano de 2060 na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE): Precipitação Pluviométrica (B), Erosividade (C) e Perda de Solos (D)	144
Figura 31 –	Projeção de uso e cobertura da terra para o ano de 2080 (A) e Projeção otimista para o ano de 2080 na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE): Precipitação Pluviométrica (B), Erosividade (C) e Perda de Solos (D)	152
Figura 32 –	Projeção de uso e cobertura da terra para o ano de 2100 (A) e Projeção otimista para o ano de 2100 na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE): Precipitação Pluviométrica (B), Erosividade (C) e Perda de Solos (D)	161
Figura 33 –	Projeção Pessimista para o ano de 2060 na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE): Precipitação Pluviométrica (A), Erosividade (B) e Perda de Solos (C)	170
Figura 34 –	Projeção pessimista para o ano de 2080 na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE): Precipitação Pluviométrica (A), Erosividade (B) e Perda de Solos (C)	176
Figura 35 –	Projeção pessimista para o ano de 2100 na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE): Precipitação Pluviométrica (A), Erosividade (B) e Perda de Solos (C)	183
Figura 36 –	Vegetação da Caatinga desmatadas para a criação de caprinovinocultura (A e B); Agricultura de sequeiro em áreas de encosta sendo preparadas para a plantação (C)	188
Figura 37 –	Contribuição da estimativa de perda de solos para um eventual processo de desertificação: Perda atual (A), Perda para 2060 Cenário Otimista (CPSO) (B), Perda para 2080 Cenário Otimista (CPSO) (C) e Perda para 2100 Cenário Otimista (CPSO) (D) da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)	191
Figura 38 –	Erosão laminar (A) e Formação de ravina (B) sobre um Neossolo Regolítico no município de Dormentes; Área em avançado estado de erosão sob um Argissolo Vermelho-Amarelo, ao norte do município de Petrolina (C), Área de pastagens com manchas de solo exposto provocada por pisoteio de animais sobre terreno suave ondulado no município de Petrolina (D); Ravina em processo de avanço em terreno com declividade submetido a pastagens no município de Afrânio (E), Área outrora destinada a Agricultura de sequeiro com presença de pastagens e manchas de perda de solos no município de Petrolina	195
Figura 39 –	Contribuição da estimativa de perda de solos para um eventual processo de desertificação: Perda atual (A), Perda para 2060 Cenário Pessimista (CPSP) (B), Perda para 2080 Cenário Pessimista (CPSP) (C) e Perda para 2100 Cenário Pessimista (CPSP) (D) da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)	197

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 –	Resultados das análises estatísticas oriundos das tentativas de validação do modelo de projeção de uso e cobertura das terras para o ano de 2023.....	128
Gráfico 2 –	Peso de evidência em destaque da variável Solo, influenciando a relação entre os usos destinados à Agricultura Irrigada e à Caatinga Fechada/Densa (MPUSO 49)	133
Gráfico 3 –	Peso de evidência em destaque da variável Canais de irrigação, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Aberta/Esparsa e à Caatinga Fechada/Densa	135
Gráfico 4 –	Peso de evidência em destaque da variável Declividade, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Fechada/Densa e à Agricultura Irrigada	137
Gráfico 5 –	Peso de evidência em destaque da variável Estrada, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Fechada/Densa e à Agricultura Irrigada	138
Gráfico 6 –	Peso de evidência em destaque da classe de uso Caatinga Fechada/Densa, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Fechada/Densa e à Caatinga Aberta/Esparsa	138
Gráfico 7 –	Peso de evidência em destaque da Classe de uso Caatinga Aberta/Esparsa, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Fechada/Densa e à Caatinga Aberta/Esparsa	139
Gráfico 8 –	Peso de evidência em destaque da classe de uso Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Fechada/Densa e à Áreas Urbanas..	140
Gráfico 9 –	Peso de evidência em destaque da classe de uso Agricultura Irrigada, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Fechada/Densa e à Agricultura Irrigada	141
Gráfico 10 –	Peso de evidência em destaque da classe de uso Algaroba/Agricultura de vazante, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Fechada/Densa e à Agricultura Irrigada	142
Gráfico 11 –	Peso de evidência em destaque da classe de uso Áreas Urbanas, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Fechada/Densa e às Áreas Urbanizadas	142
Gráfico 12 –	Quantitativo de áreas ocupadas pelas classes de perda de solos no cenário CPSO – 2060	149
Gráfico 13 –	Quantitativo de áreas ocupadas pelas classes de perda de solos no cenário CPSO – 2080	157
Gráfico 14 –	Quantitativo de áreas ocupadas pelas classes de perda de solos no cenário CPSO – 2100	165
Gráfico 15 –	Dados da média anual de precipitação pluviométrica mínimas (A) e máximas (B) no período de 2023 a 2100	181

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 -	Conceitos e funções do solo segundo a ótica de diferentes especialistas	30
Quadro 2 -	Contribuições para desenvolvimento dos estudos sobre solos a partir de uma abordagem sistêmica	37
Quadro 3 -	Algumas das chaves de interpretação de objetos empregada para classificação do uso e cobertura das terras na bacia hidrográfica do Riacho Pontal	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Modelos matemáticos utilizados para estimar a perda de solos por erosão	41
Tabela 2 -	Evolução da dinâmica de uso e cobertura das terras em municípios do oeste do estado de Pernambuco entre os anos de 1973 e 2015	57
Tabela 3 -	Distribuição das classes de solos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)	69
Tabela 4 -	Dados de população, IDHM e o PIB per capita dos municípios da área de estudo	73
Tabela 5 -	Produto Interno Bruto (PIB) dos municípios da bacia hidrográfica do Riacho Pontal de acordo com os dados do IBGE 2021	74
Tabela 6 -	Origem e informações dos dados utilizadas na RUSLE	77
Tabela 7 -	Informações dos postos pluviométricos empregado para obtenção do fator erosividade	79
Tabela 8 -	Valores e respectivas interpretações para erodibilidade dos solos (K)	84
Tabela 9 -	Classes de validação do índice Kappa e do IEG para o mapeamento de uso e cobertura das terras	89
Tabela 10 -	Valores do fator (C) em função do uso e cobertura das terras, segundo a literatura existente	90
Tabela 11 -	Parâmetros especificados para definições de intervalo dos pesos de evidências	95
Tabela 12 -	Distribuição das classes de contribuição da perda de solos a um eventual processo de desertificação e quantificação de áreas com taxas superiores a 10 t ha ⁻¹ ano ⁻¹ em quadrantes de 1,5 km ² na área de estudo	101
Tabela 13 -	Classes de erosividade pluviométrica anual (R) proposta por Carvalho (2008)	102
Tabela 14 -	Classes de erodibilidade dos solos (K) com respectivas áreas em porcentagens da bacia hidrográfica do Riacho Pontal	106
Tabela 15 -	Classes de declividade para a bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)	110
Tabela 16 -	Classes do fator LS para a bacia do Riacho Pontal (PE)	110
Tabela 17 -	Classes de uso e cobertura da terra – Fator (CP)	119
Tabela 18 -	Quantitativo e áreas das classes de perda de solos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal	124
Tabela 19 -	Quantitativo de áreas ocupadas por classes de uso da terra, erosividade e estimativa de perda de solos para o cenário otimista (CPSO) projetado para o ano de 2060	145
Tabela 20 -	Quantitativo de áreas ocupadas por classes de uso da terra, erosividade e estimativa de perda de solos para o cenário otimista (CPSO) projetado para o ano de 2080	153
Tabela 21 -	Quantitativo de áreas ocupadas por classes de uso da terra, erosividade e estimativa de perda de solos para o cenário otimista (CPSO) projetado para o ano de 2100.....	162
Tabela 22 -	Quantitativo de áreas ocupadas por classes de erosividade e estimativa de perda de solos para o cenário pessimista (CPSP) projetado para o ano de 2060	171
Tabela 23 -	Quantitativo de áreas ocupadas por classes de erosividade e estimativa de perda de solos para o cenário pessimista (CPSP) projetado para o ano de 2080	177

Tabela 24 -	Quantitativo de áreas ocupadas por classes de erosividade e estimativa de perda de solos para o cenário pessimista (CPSP) projetado para o ano de 2100	184
Tabela 25 -	Distribuição das classes de contribuição da perda de solos ao processo de desertificação em cenário otimista na área de estudo	190
Tabela 26 -	Distribuição das classes de contribuição da perda de solos ao processo de desertificação em cenário pessimista na área de estudo.	196

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGNPS	<i>Agricultural Nonpoint Source</i>
ANA	Agência Nacional das Águas
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Clima
Bi	B incipiente
Bt	Horizonte B textural
cLHS	<i>Conditioned Latin Hypercube Sampling</i>
CLUE	<i>Conversion of Land Use and its Effects</i>
CODEVASF	Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
CPSO	Cenário de Perda de Solos Otimista
CPSP	Cenário de Perda de Solos Pessimista
CREAMS	<i>Erosion from Agricultural Management Systems</i>
DINC	Distrito de Irrigação Senador Nilo Coelho
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPIC	<i>Erosion-Productivity Impact Calculator</i>
EUROSEM	Modelo Europeu de Erosão do Solo
FACEPE	Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
Fator CP	Uso e cobertura das terras e Práticas conservacionistas
Fator K	Erodibilidade do solo
Fator LS	Fator topográfico
Fator R	Erosividade da chuva
FIO-ESM	<i>First Institute of Oceanography Earth System</i>
FJP	Fundação João Pinheiro
GEOBIA	<i>Geographic Object-Based Image Analysis</i>
GEOMOD	<i>Geographical Model</i>
GTMAGEO	Grupo de Trabalho em Monitoramento Ambiental, Geotecnologia e Ensino
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDHM	Índice de Desenvolvimento Humano Municipal
IDW	Interpolação por Ponderação do Inverso da Distância
IEG	Índice de Exatidão Global
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
LAMEPE	Laboratório de Meteorologia de Pernambuco

LANDSAT	<i>Land Remote Sensing Satellite</i>
LUCC	<i>Land Use and Cover Change</i>
MCGs	Modelos de Circulação Geral
MDE	Modelo Digital de Elevação
MMA	Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima
MPUSO	Modelo de Projeção de Uso
MUSLE	<i>Modified Universal Soil Loss Equation</i>
NBR	Normas Técnicas Brasileiras
OLI	<i>Operational Land Imager</i>
OTB	<i>OrfeoToolbox</i>
PIB	Produto Interno Bruto
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
PPM	Pesquisa da Pecuária Municipal
R ²	Coeficiente de determinação R-quadrado
RIDE	Região Integrada de Desenvolvimento
RUSLE	<i>Revised Universal Soil Loss Equation</i>
SiBCS	Sistema Brasileiro de Classificação de Solos
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
SSP	<i>Shared Socioeconomic Pathways</i>
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
TGS	Teoria Geral dos Sistemas
UNCCD	United Nations Convention to Combat Desertification
USGS	<i>United States Geological Survey</i>
USLE	<i>Universal Soil Loss Equation</i>
WEPP	<i>Water Erosion Prediction Project</i>
ZAPE	Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	24
2	REFERENCIAL TEÓRICO	29
2.1	Solo, erosão e perda de solos	29
2.2	A Teoria Geral dos Sistemas e sua relação com os estudos das bacias hidrográficas	34
2.3	Teoria Geral dos Sistemas e os estudos envolvendo solos	36
2.4	Modelagem dos sistemas ambientais e os estudos de solos	40
2.5	Projeção de cenários e modelagem ambiental ligada à perda de solos	47
2.6	Desertificação: uma discussão introdutória da problemática e suas implicações	51
2.6.1	Abordagens históricas da desertificação	52
2.6.2	Desertificação ao redor do mundo: um problema que afeta todos os continentes	54
2.6.3	Desertificação no Brasil: uma realidade vivenciada no semiárido nordestino.....	55
3	MATERIAIS E MÉTODOS	59
3.1	Definição do recorte espacial da pesquisa/caracterização da área em estudo.	59
3.2	Aspectos físicos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)	62
3.2.1	Contexto Geológico	62
3.2.2	Contexto Geomorfológico	66
3.2.3	Contexto Pedológico	69
3.3	Aspectos socioeconômicos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)	73
3.4	Coleta dos dados e geoprocessamento	75
3.5	Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE)	77
3.5.1	Fator Erosividade (R)	78
3.5.2	Fator Erodibilidade (K)	81
3.5.3	Fator Topográfico (LS)	85
3.5.4	Fator uso e cobertura das terras e práticas conservacionistas (CP)	87
3.6	Procedimento para simulação dos cenários ambientais	91
3.6.1	Cenários futuros de perdas de solo	98
3.6.1.1	Cenários de Perda de Solos Otimista (CPSO)	98
3.6.1.2	Cenários de Perda de Solos Pessimista (CPSP)	99
3.6.2	Possíveis contribuições atuais e futuras da perda do solo a um eventual processo de desertificação	99
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	102

4.1	Investigação dos fatores de origem físico-naturais e antropogênicos da RUSLE: Índice de erosividade pluviométrica – fator R	102
4.2	Fator Erodibilidade – também representado como o Fator K	106
4.3	Fator Comprimento de Rampa e Declividade – também representado como o Fator LS	109
4.4	Fator uso e cobertura das terras e práticas conservacionistas (CP)	117
4.5	Análise da estimativa de perda de solos	124
4.6	Calibração e validação do modelo (DINAMICA EGO) de projeção de uso da terra	127
4.7	Cenários de Perda de Solos Otimista (CPSO)	143
4.7.1	Projeção para o ano de 2060 em uma perspectiva otimista	143
4.7.2	Projeção para o ano de 2080 em uma perspectiva otimista	151
4.7.3	Projeção para o ano de 2100 em uma perspectiva otimista	159
4.8	Cenários de Perda de Solos Pessimista (CPSP)	168
4.8.1	Projeção para o ano de 2060 em uma perspectiva pessimista	168
4.8.2	Projeção para o ano de 2080 em uma perspectiva pessimista	175
4.8.3	Projeção para o ano de 2100 em uma perspectiva pessimista	181
4.9	Contribuições atuais e futuras da perda de solos a um eventual processo de desertificação	189
4.9.1	Cenários futuros sob a perspectiva otimista	189
4.9.2	Cenários futuros sob a perspectiva pessimista	196
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	203
6	REFERÊNCIAS	206
	APÊNDICE A – Localização dos pontos de coletas das amostras de solos para análise da erodibilidade	230
	APÊNDICE B – Informações dos dados da análise granulométrica para determinação do Fator K	233
	APÊNDICE C – Resultados estatísticos oriundos das tentativas de validação do modelo de projeção de uso e cobertura das terras realizados no <i>software</i> DINAMICA EGO	236

1 INTRODUÇÃO

Pela atual conjuntura mundial, compreende-se que os solos estão sendo degenerados celeremente devido à erosão (FAO, 2019). Os impactos refletem nos sistemas agrícolas mundiais através da perda de solos por degradação (Hancock *et al.*, 2020; Panagos *et al.*, 2018; Rahma *et al.*, 2019).

Entende-se por erosão o transporte de partículas do solo por diversos agentes, entre eles a água e o vento, interligados a múltiplos fatores físicos e antropogênicos (Karmakar *et al.*, 2016; Xu; Zhang, 2020). O uso da terra, o preparo do solo e as práticas agrícolas erroneamente manejadas — pela exploração excessiva dos solos por meio da ação humana — aumentam a magnitude da degradação dos solos (Borrelli *et al.*, 2017; D’Odorico *et al.*, 2013; Liu *et al.*, 2020).

Segundo a Convenção das Nações Unidas para Combater a Desertificação (UNCCD, 2020), no âmbito global, cerca de 75 bilhões de toneladas de solo fértil são perdidas anualmente devido à degradação dos solos. Estima-se que mais de 50% das terras destinadas à produção agrícola sofram com problemas de erosão. Desse quantitativo, boa parte encontra-se em países localizados em áreas semiáridas e áridas (Zhu; Zhu, 2014).

A desertificação é definida como um fenômeno complexo, resultante da degradação das terras em regiões de clima semiárido, subúmido seco, árido e hiperárido, decorrente da interação entre as atividades humanas e as mudanças ou oscilações climáticas (MMA, 2004; UNCCD, 1994). Um dos fatores que contribuem significativamente para o processo de desertificação é a perda de solos por meio da erosão (Neto *et al.*, 2020).

No Brasil, a situação não é diferente. Anache *et al.* (2017) apontam que, no território brasileiro, a erosão causada pela água da chuva é a forma mais significativa de degradação do solo, com estimativas de volume de solo perdido anualmente variando de 0,1 a 136,0 t ha⁻¹ ano⁻¹, conforme o uso e a cobertura da terra.

No semiárido do estado de Pernambuco, temos um exemplo na bacia hidrográfica do Riacho Pontal, a qual abrange inteiramente o município de Afrânio e parte dos municípios de Petrolina, Dormentes e Lagoa Grande. De acordo com a APAC (2021), a área de drenagem da bacia do Riacho Pontal é de 6.015,33 km² e é tributária do rio São Francisco, na margem esquerda. O curso d’água principal percorre aproximadamente 200 km e apresenta direção predominante noroeste-sudeste.

Em relatório divulgado pela CODEVASF (2014), parte dos solos cultivados no vale do São Francisco — região onde está localizada a bacia hidrográfica do Riacho Pontal — apresenta

problemas relacionados à erosão, principalmente os solos das áreas interioranas, ou seja, distantes dos núcleos de irrigação do rio São Francisco.

De acordo com a Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC), seus últimos levantamentos destacam que a bacia do Riacho Pontal, nos últimos anos, vem tendo parte de sua cobertura vegetal reduzida e, conseqüentemente, expondo os solos aos processos erosivos (APAC, 2013). Agrava a situação o fato de que os municípios de Afrânio e Petrolina apresentam alta susceptibilidade à desertificação, conforme estudos de monitoramento realizados nas últimas quatro décadas (Ferreira *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2023; Santos; Santos, 2021; Vasconcelos Sobrinho, 1982).

Santos *et al.* (2023) enfatizam que, no município de Afrânio, estado de Pernambuco, os aspectos ambientais contribuem para a fragilidade dos solos ao processo erosivo e para o avanço do processo de desertificação. A longa ocupação humana e o potencial de degradação causado pelas atividades econômicas, como a extração de lenha e a pecuária extensiva, provocaram a redução da vegetação da Caatinga, o raleamento da vegetação, a exposição dos solos à insolação, às chuvas e ao vento, resultando em conseqüente degradação. Santos *et al.* (2023) também destacam que, ao analisar o grau de vulnerabilidade à perda de solos no município de Afrânio (PE), os resultados apontaram um estado crítico e preocupante, devido ao fato de que 58,03% do município está comprometido com média a alta vulnerabilidade à perda de solos.

Na bacia hidrográfica do Riacho Pontal, Ferreira *et al.* (2017) destacaram que as áreas com alta susceptibilidade à desertificação são os ambientes com maiores perdas de solo por erosão. Essa situação reforça a relação de contribuição entre as dinâmicas de perda de solos por erosão e o processo de desertificação, apontada em parágrafo anterior por Neto *et al.* (2020).

Acrescenta-se que os impactos das mudanças climáticas sobre a erosão do solo estão sendo observados em escala global, e diversos estudos apontam que a dinâmica das precipitações pluviométricas vem alterando o ritmo das perdas de solo por erosão (Li; Fang, 2016). De acordo com Nearing *et al.* (2004) e Guerra, Bezerra e Jorge (2023), as mudanças e oscilações climáticas poderão resultar no aumento da erosão do solo em regiões com tendência de acréscimo ou intensificação das chuvas, causando impactos na qualidade de vida da população e nos serviços ecossistêmicos.

Nas áreas com tendência de redução das chuvas, poderá ocorrer a diminuição da erosão (Guerra; Bezerra; Jorge, 2023; Nearing *et al.*, 2004). Porém, mesmo com a redução das chuvas, manejos inadequados do solo poderão invalidar esse efeito no processo erosivo. Corroborando essa ideia, Amorim, Silva e Pruski (2008) realizaram um estudo sobre as variáveis potenciais no escoamento superficial e nas perdas de solo, levando em consideração as mudanças

climáticas esperadas no século XXI em diferentes locais do Brasil. Os autores observaram que, mesmo com a previsão de redução da precipitação pluviométrica média anual, em algumas condições de uso e manejo do solo, há tendência de aumento das perdas de solo e/ou de água.

Diante disso, com base em Dregne (1987) e Stefano *et al.* (2023), a erosão do solo acelerada, induzida por atividades humanas, torna-se uma ameaça e contribui para o processo de desertificação, uma vez que a ação dos agentes erosivos pode causar danos irreversíveis. Os processos erosivos são inerentes à desertificação, pois destroem a camada fértil do solo, e, a partir deles, decorre a possibilidade de o solo se tornar menos produtivo e mais erodível (Islam *et al.*, 2023).

Nesse contexto, surgem alguns questionamentos que indicarão o desenvolvimento da pesquisa aqui planejada. Como **questão central**, busca-se responder: qual é a estimativa da perda de solos na bacia hidrográfica do Riacho Pontal atualmente e como são as projeções para o futuro? Como **questões complementares**: quais fatores mais contribuem para o processo de erosão dos solos na área de estudo? Como os diferentes níveis de perda de solos poderão contribuir para um eventual processo de desertificação na área de estudo? Se forem mantidos os ritmos atuais de desmatamento, avanço da agricultura irrigada, ampliação da caprinocultura e da ovinocultura, além das possíveis mudanças na dinâmica climática, quais serão as projeções de perda de solos para as próximas décadas?

Diante de tal problemática, a **hipótese** que orienta a pesquisa é que os ambientes submetidos às práticas inadequadas de uso e manejo do solo — nas atividades agrícolas de sequeiro, irrigação, avanço das áreas de pastagens para caprinocultura e ovinocultura, bem como a retirada de madeira para produção de carvão vegetal e lenha, desenvolvidas sobre áreas de média a alta declividade, com solos que apresentam diferença textural entre os horizontes superficial e subsuperficial e maiores concentrações de chuvas, são determinantes para a perda de solos na bacia hidrográfica em estudo.

Para o futuro, com o contínuo avanço das atividades agropecuárias, principalmente para áreas de encosta, e diante dos cenários de mudanças climáticas, em que as chuvas estejam concentradas em curto período de tempo, a tendência é ampliar as perdas de solos e, com isso, propiciar o surgimento de ambientes que contribuam para o eventual processo de desertificação na área de estudo.

Os resultados finais da tese poderão contribuir com subsídios para políticas públicas voltadas à conservação dos solos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal, além de colaborar com novos estudos que poderão ser desenvolvidos a partir do aprimoramento da metodologia utilizada. Acrescenta-se, ainda, que esta pesquisa poderá preencher uma lacuna de estudos sobre

a estimativa de perda de solos com projeções futuras para bacias hidrográficas do oeste de Pernambuco.

A bacia hidrográfica do Riacho Pontal foi selecionada para o estudo devido às constantes preocupações com a situação atual da perda de solos e da susceptibilidade à desertificação. De acordo com a CODEVASF (2022), a região que compreende a bacia do Riacho Pontal, nas últimas décadas, vivenciou um aumento dos problemas ambientais, principalmente os relacionados à degradação dos solos, seja pela salinização ou pela erosão. A situação apontada pela CODEVASF (2022) é corroborada no estudo de Santos e Santos (2021), os quais destacam que foi notória a retirada da cobertura vegetal e a ampliação das áreas com alta e muito alta susceptibilidade à erosão dos solos nos quatro municípios pertencentes à bacia do Riacho Pontal, nas últimas três décadas.

Acrescenta-se que a área de estudo está inserida na região de influência de importantes perímetros irrigados e polos de fruticultura irrigada, como o de Petrolina-Juazeiro, compondo a Região Integrada de Desenvolvimento (RIDE) (IBGE, 2025). Segundo Silva *et al.* (2016), há projeção de expansão de aproximadamente 7.540 ha, por meio do Pontal Sul e Pontal Norte, duas grandes áreas contíguas que formam o Perímetro de Irrigação Pontal, fisicamente separadas pelo Riacho Pontal, afluente do rio São Francisco pela margem esquerda. Além disso, segundo Aquino e Santos (2020), observa-se o crescimento das áreas de pastagens destinadas à ovinocaprinocultura. Somando-se às demais projeções, esse cenário pode ampliar os processos erosivos já existentes.

Apesar de existirem estudos sobre o risco de erosão no semiárido de Pernambuco, envolvendo os municípios que compõem a bacia, não há investigações sobre a perda de solos que utilizem, como recorte e dinâmica de análise, a bacia hidrográfica do Riacho Pontal.

A análise, tendo como recorte espacial a bacia hidrográfica em estudo, justifica-se pela expectativa de que os resultados desta tese sirvam como subsídio para políticas e ações que considerem as diretrizes voltadas ao uso e à ocupação das terras, planejadas em seu plano diretor. Acrescenta-se que os materiais erodidos têm como destino os canais de escoamento das águas. Nesse contexto, esses sedimentos poderão ser depositados nos inúmeros barramentos de água, assim como provocar a obstrução de canais, conforme identificado no estudo de Almenbergas (2023).

Nesse contexto, destaca-se o **objetivo geral** da pesquisa: avaliar a relação entre a perda de solos atualmente e sobre cenários futuros e possíveis contribuições a um eventual processo de desertificação na bacia hidrográfica do Riacho Pontal, estado de Pernambuco.

Como **objetivos específicos**, destacam-se: a) Investigar os fatores de origem físico-

naturais e antropogênicos que contribuem para o processo de perda de solos; b) Estimar o grau de perda atual de solos na bacia hidrográfica; c) Estimar o potencial de perda de solos para os anos de 2060, 2080 e 2100; d) Discutir a relação entre as projeções de uso das terras e das mudanças climáticas sobre os cenários futuros de perda de solos na área de estudo; e) Avaliar possíveis contribuições atuais e futuras da perda de solos a um eventual processo de desertificação na bacia hidrográfica.

Neste contexto, a presente tese está subdividida em três seções. A primeira seção apresenta o estado da arte e aborda temas centrais, como a relação entre os princípios da Teoria Geral dos Sistemas e sua aplicabilidade aos estudos sobre a perda de solos, a projeção de cenários e a modelagem ambiental relacionada à perda de solos em bacias hidrográficas. A seção é encerrada com ênfase na temática da desertificação.

A segunda seção apresenta a metodologia desenvolvida no trabalho, iniciando pela caracterização da área em estudo, situando o leitor em relação aos aspectos físicos e socioeconômicos. Além do que foi mencionado, são detalhados também os procedimentos metodológicos utilizados na tese, com ênfase na metodologia adotada para obter os resultados sobre a perda de solos anual, considerando os fatores físicos e antropogênicos da Equação de Perda de Solo Revisada (RUSLE). São abordadas ainda as projeções dos cenários ambientais de uso e cobertura das terras, assim como os cenários de mudanças climáticas e os cenários futuros de perda de solos.

A terceira e última seção apresenta os resultados alcançados e sua discussão. Inicialmente, discute-se os fatores de origem físico-naturais e antropogênicos que influenciam a análise da estimativa de perda de solos atual. Em seguida, aborda-se a calibração e validação do modelo (DINAMICA EGO) de projeção de uso da terra, assim como os cenários de mudanças climáticas para a área de estudo (2060, 2080 e 2100). Também são analisados os graus de perda de solos para esses anos. O capítulo é encerrado com uma ênfase na avaliação das possíveis contribuições ao risco de desertificação.

Por fim, a tese se encerra com considerações sobre os objetivos alcançados, a metodologia empregada e os resultados obtidos, dificuldades encontradas, seguidas de uma discussão e apontamentos para futuros trabalhos.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

A base teórico-conceitual selecionada para o embasamento desta tese foi estruturada a partir da necessidade de discutir e compreender a relação entre os princípios da Teoria Geral dos Sistemas e sua aplicabilidade aos estudos que envolvem a perda de solos em bacias hidrográficas. Alinha-se a essa discussão a relação entre a abordagem sistêmica e a modelagem ambiental voltada à perda de solos.

Neste contexto, esta seção está estruturada em seis subseções, nas quais, inicialmente, foi apresentado um levantamento bibliográfico a partir da leitura e estudo de textos, com base nos referenciais teóricos e metodológicos que fundamentaram os conceitos sobre solo, erosão e perda de solos.

A partir da segunda subseção, o espaço é destinado à Teoria Geral dos Sistemas. São elencados os pressupostos históricos da abordagem sistêmica, suas relações com os estudos de bacias hidrográficas e seu direcionamento às análises de perda de solos. Incluem-se, nesta estrutura de discussão teórica, os modelos voltados para as estimativas de perda de solos, ambos com raízes na USLE.

A discussão teórica encerra-se com uma abordagem destinada às práticas de projeção e à montagem de cenários futuros, voltados para a perda de solos, a partir de modelos que simulam o dinamismo dos usos e das ocupações do solo.

2.1 Solo, erosão e perda de solos

Ao abordar o questionamento “o que é solo?”, a definição pode variar de acordo com a experiência e o contexto profissional de cada pessoa, oferecendo perspectivas diferentes. Por exemplo, “para um pedólogo, pode vir a ter uma resposta diferente da respondida por um agricultor, e esse pode ser respondida diferentemente por Agrônomo ou para um Engenheiro Civil” (Alves; Vendrame, 2021, p.349).

O significado do conceito de solo é amplo e varia bastante de acordo com a visão e o campo de atuação de cada profissional (Troeh; Thompson, 2007). Essa diversidade, no entanto, não dificulta a compreensão do conceito. Cada profissional enxerga o solo de maneira diferente, o que, na verdade, pode facilitar sua compreensão. Contudo, Jenny (1941) considera que a definição do objeto “solo” provavelmente permanecerá sem uma solução definitiva, visto que dificilmente será formulada uma definição com a qual todas as áreas do conhecimento concordem. Dessa forma, diversos profissionais enxergam, estudam e trabalham o solo sob

diferentes ângulos, conforme será apresentado no Quadro 1.

Quadro 1 - Conceitos e funções do solo segundo a ótica de diferentes especialistas

Profissionais	Como cada profissional enxerga e trabalha com o solo?
Arqueólogo	Guarda os traços de civilizações passadas.
Biólogo	Substrato de parte dos ecossistemas, e serve como base para o desenvolvimento de animais e plantas.
Ecólogo	Refere-se a um sistema vivo, composto de partículas minerais e orgânicas, que possibilita o desenvolvimento de diversos ecossistemas.
Engenheiro Civil	Base que sustentará as estruturas projetadas por ele, podendo ser modificado para que possa suportar casas, edifícios, estradas, pontes e outras.
Engenheiro Agrônomo	Local utilizado para cultivar plantas, sendo necessário conhecê-lo para saber sua real capacidade de produzir.
Físicos	Massa de material que mudam em função de variações de temperatura e conteúdo de água.
Geógrafo	Estuda o solo procurando obter dados para poder explicar a organização do espaço, ou seja, a paisagem geográfica.
Geólogo	Fonte de minérios e minerais utilizados no nosso dia a dia.
Hidrologo	Meio poroso que abriga reservatórios de águas subterrâneas.
Lavrador	Vê como meio de sua labuta diária, de onde tira sua subsistência ou parte dela.
Pedólogo	Parte natural e integrada à paisagem que dá suporte às plantas que nele se desenvolvem.
Profissionais da Mineração	Detrito que deve ser removido e separado dos minerais explorados.
Químicos	Porção de material sólido que pode ser analisado em laboratório.

Elaboração: Adaptado de Lepsch (2002); Lepsch (2011); Oliveira (2014); Santos e Silva (2018); Suzuki *et al.* (2020); Toledo; Oliveira, Melfi (2001); Troppmair (2006).

No Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), a EMBRAPA (2018) define solo como:

Coleção de corpos naturais, constituídos por partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais, dinâmicos, formados por materiais minerais e orgânicos que ocupam a maior parte do manto superficial das extensões continentais do nosso planeta, contém matéria viva e podem ser vegetados na natureza onde ocorrem e, eventualmente, terem sido modificados por interferências antrópica.

De acordo com Gravelius (1914, p. 45), o solo é definido como “o material mais ou menos solto e friável, no qual, através de suas raízes, as plantas podem encontrar uma base de nutrição, bem como outras condições de crescimento”. O solo é um recurso que pode ser considerado não renovável, pois, uma vez perdido por erosão, poderá levar milhares ou até milhões de anos para se formar novamente, em um processo muito lento de transformação da rocha em solo.

De acordo com Lepsch (2002, p. 9), solo é definido como “coleção de corpos naturais dinâmicos, que contêm matéria viva e são resultantes da ação do clima e da biosfera sobre a rocha, cuja transformação em solo se realiza durante certo tempo e é influenciada pelo tipo de relevo”. No entanto, é importante ressaltar que o conceito de solo varia conforme cada campo do conhecimento, sendo seu significado atribuído de acordo com sua função de uso e relevância.

De acordo com Kämpf e Curi (2012) e Lima e Campos (2022), dentre os vários conceitos

de solo, o de solo como corpo natural organizado é o mais abrangente, por sintetizar suas principais características e propriedades em interação com o ambiente, sendo capaz de representá-lo para os mais diversos interesses.

Jenny (1941) enfatiza que o solo é tratado como um corpo natural e caracterizado como um sistema aberto. O autor evidencia que substâncias podem ser a ele adicionadas ou removidas. A esse respeito, considerando o solo como um sistema aberto à perda de matéria, ocorre a transferência de sedimentos para outros ambientes. Contudo, a retirada de matéria de forma acelerada degrada os solos.

O processo de perda de solos é um problema grave. Guerra e Mendonça (2012) ressaltam que a erosão dos solos, no Brasil, tem gerado inúmeros desastres. A esse respeito, é importante frisar que, à medida que os solos ficam desprotegidos, as águas das chuvas incidem diretamente sobre o terreno, tornando-o susceptível à degradação. A erosão dos solos pode ser entendida como a remoção e o transporte de materiais sedimentares nesse sentido (Guerra, 2012).

Mathieu e Lozet (2011) registram, no *Dicionário Enciclopédico de Ciência do Solo*, que a erosão é a ação exercida pelos agentes climáticos e naturais, sendo eles: chuva, vento, gelo e rios. Os autores afirmam que a influência do homem acarreta o aceleração do processo erosivo, seja pelo sobrepastoreio e/ou pelo desflorestamento. Isso implica na retirada da camada superficial dos solos e do saprólito.

Chorley (1962) enfatiza que a erosão do solo é um importante agente escultor das paisagens. Segundo o autor mencionado, ela pode ser compreendida como um processo morfogenético que ocorre em um sistema aberto, pois necessita de constante suplementação e remoção de material e energia para sua existência. Perante tal realidade, é fundamental o entendimento da dinâmica de entrada (*input*) e saída (*output*) de matéria e energia (Borges Neto *et al.*, 2023; Falcão, 2020; Lisboa *et al.*, 2020).

A entrada (*input*) de matéria (água) mais importante na erosão hídrica é determinada pelas “características das chuvas e pelas propriedades intrínsecas do solo, visto que, são essas interações que definem as formas de circulação da água (por exemplo: escoamento, e infiltração), e sua capacidade de alterar os sistemas” (Borges Neto *et al.*, 2023, p.103).

A erosão é um processo natural que pode ser acelerado pela ação humana. Para compreender melhor o processo de perda de solos, faz-se necessário debater sobre as formas resultantes dos processos erosivos *stricto sensu*, provocados pelo agente erosivo água, tais como salpicamento, erosão laminar e erosão linear (sulcos, ravinas e voçorocas).

A perda de solos por erosão laminar é tão significativa que Bertoni e Lombardi Neto (2012, p. 98) observaram que “[...] o Brasil perde, por erosão laminar, cerca de 500 milhões de

toneladas de terra anualmente, correspondendo ao desgaste uniforme de uma camada de 15 cm de espessura numa área de cerca de 280.000 hectares de terra”.

Guerra (2012) afirma que o processo se inicia com o efeito *splash*, ou erosão por salpicamento (ou saltitação), que ocorre quando o pingo das águas precipitadas atinge o solo e transporta suas partículas, sendo considerado o ponto crucial do processo erosivo. O *splash* também abrange outras etapas da erosão, como a ruptura dos agregados, a selagem do solo, resistência da infiltração das águas, entre outras.

As gotas de chuva podem introduzir energia cinética à água presente na parte externa do sistema solo (Falcão Sobrinho, 2006). A partir disso, inicia-se a erosão em canais e a formação de ravinas. A alta intensidade das gotas de chuva resulta em uma maior quantidade de sedimentos escoados para jusante, devido ao aumento da velocidade do escoamento da água. Isso ocorre porque os agregados de solos pouco desenvolvidos, associados a um relevo inclinado e a uma cobertura vegetal reduzida ou exposta, são erodidos com maior facilidade diante da intensidade das chuvas que ocorrem na bacia.

As principais formas de degradação são a perda da camada fértil do solo e a possível exposição futura da rocha matriz. Quanto à produção agrícola, esta também poderá ser afetada. Caso, no futuro, tais áreas sejam retomadas para a inserção de novos cultivos, poderão apresentar problemas de produtividade devido à degradação do solo.

A erosão hídrica tem sido descrita por meio de fórmulas matemáticas. Por exemplo, Wischmeier e Smith (1978) foram os responsáveis pela criação da Equação Universal de Perda de Solo — USLE. Pandey *et al.* (2017) apontam que a USLE permite analisar a erosão do solo por meio de uma análise detalhada, uma vez que esse processo pode representar a variabilidade espacial dos fatores físico-naturais, assim como daqueles de procedência antrópica.

Bertoni e Lombardi Neto (2012), em seu trabalho sobre erosão dos solos, fazem uso de fatores que influenciam a amplitude do processo erosivo. Eles mencionam as chuvas, a infiltração, a topografia do terreno, a cobertura vegetal e as características do solo. Dessa forma, a degradação dos solos é um processo complexo que envolve diversos fatores.

De acordo com Boardman (1992), citado por Falcão (2020), os parâmetros para análise da perda de solos por erosão oferecem respostas por meio de modelagens matemáticas, tendo os sistemas de carregamento de sedimentos diferentes efeitos de variação nos *inputs*, que devem ser avaliados de forma eficiente e de fácil compreensão.

Guerra (2005) aponta que as consequências do processo erosivo são observadas tanto onde ele ocorre quanto nas áreas a jusante das bacias hidrográficas, com foco no assoreamento da bacia, na contaminação das águas por agrotóxicos, na intensificação dos impactos das

inundações, entre outros impactos ambientais negativos.

A ação dos agentes erosivos, como a água e o vento, tem a capacidade de causar erosão hídrica e eólica, respectivamente. No Brasil, devido à localização tropical e aos altos índices pluviométricos, os estudos sobre erosão hídrica se destacam (Freires *et al.*, 2023), em comparação aos estudos sobre erosão eólica, embora estes também existam.

No Nordeste do Brasil, por exemplo, em áreas onde ocorre a prática da Agricultura de sequeiro, devido às características climáticas da região, os solos permanecem desprotegidos durante a maior parte do ano, tornando-se susceptíveis não só à incidência da radiação solar e à erosão eólica, como também às precipitações esporádicas (Ferreira *et al.*, 2017).

A perda de solos por erosão é uma problemática global e representa um grande desafio no Brasil. Nesta pesquisa, a ênfase foi dada à erosão hídrica do solo. Diante disso, a erosão hídrica é ocasionada pela ação de agentes erosivos, os quais se caracterizam pela desagregação, transporte e deposição de partículas.

Esse processo natural pode ser intensificado pela atividade humana, no caso da erosão acelerada (Ellison, 1947). Wischmeier e Smith (1978) enfatizam que a intensidade da erosão hídrica do solo resulta da interação mútua dos fatores que a influenciam, ou seja: a erodibilidade, a erosividade, o relevo, a cobertura e o manejo do solo e as práticas conservacionistas.

Os processos de perda de solos nas regiões semiáridas do Brasil são causados principalmente por fatores físicos-naturais (solo, geologia, relevo, clima) e antropogênicos (uso da terra e práticas de manejo do solo) (Ceconi *et al.*, 2018; Crepani *et al.*, 2001; Xavier *et al.*, 2019; Xu; Zhang, 2020). De acordo com Schulz *et al.* (2016), 46% da área do semiárido está desmatada, deixando os solos expostos. Consequentemente, muitos solos do semiárido brasileiro apresentam, como uma de suas limitações, a susceptibilidade à erosão (EMBRAPA, 2018; EMBRAPA, 2014; IBGE, 2015).

A contribuição da erosão dos solos é um fator que corrobora diretamente com o processo de desertificação (Karavitisa *et al.*, 2020). Entretanto, é importante frisar que a erosão dos solos, sozinha, não provoca a desertificação, pois são necessários diversos problemas ambientais conectados à degradação das terras secas. A desertificação é um processo ocasionado por múltiplos fatores, resultante da degradação das terras em áreas áridas, semiáridas e subúmidas secas, proveniente da variação climática e que impactam em questões sociais e econômicas (UNCCD, 2017). A UNCCD (2020) estima que, pelo menos, 12 milhões de hectares de terra são perdidos anualmente por desertificação e seca.

A geologia também influencia o processo de perda de solos, em razão de rochas pouco

coesas serem mais susceptíveis ao processo erosivo. Então, o tipo de rocha definirá o grau do processo erosivo (Ceconi *et al.*, 2018; Crepani *et al.*, 2001). Outro fator decisivo no tocante à erosão dos solos é o uso e a cobertura das terras. Desse modo, áreas preservadas são menos suscetíveis à erosão do que áreas em que o solo está totalmente exposto. Logo, a estrutura da paisagem e o tipo de manejo afetarão diretamente as características do solo, o que aumentará a taxa de erosão (Ceconi *et al.*, 2018; Chevigny *et al.*, 2014).

Outros fatores essenciais são o clima e o relevo, os quais desempenham um papel importante na ação erosiva (Chevigny *et al.*, 2014). Dessa maneira, a geomorfologia do terreno quanto à amplitude altimétrica, ao grau de dissecação do relevo pela drenagem e à declividade, juntamente com a erosividade das chuvas, são fundamentais no transporte e na mudança superficial do solo (Ceconi *et al.*, 2018).

Para a compreensão dos processos de perda de solos em bacias hidrográficas, por meio da abordagem sistêmica, é preciso descrever os fatores que determinam a susceptibilidade de um solo ou de uma paisagem à erosão. A erosão hídrica tem sido descrita por fórmulas matemáticas. Wischmeier e Smith (1978), por exemplo, foram os responsáveis pela criação da Equação Universal de Perdas de Solo (USLE).

A utilização da Equação Universal de Perdas de Solo possibilita estimar as perdas de solo na bacia, permitindo a adoção de estratégias de controle para a redução do risco de perda de solos.

2.2 A Teoria Geral dos Sistemas e sua relação com os estudos das bacias hidrográficas

O termo sistema deriva dos termos gregos: *syn*, que significa “junto”, “associado”; e *hístana*, com significados de “fazer funcionar” (Lopes *et al.*, 2015, p.1). Neste contexto, o sistema significa um conjunto de elementos que funcionam de maneira unificada.

A ideia de sistema tem raízes antigas. Vale destacar que essa abordagem já era enfatizada na Antiguidade por pensadores como Aristóteles e outros, que demonstravam preocupação em compreender os acontecimentos, o funcionamento do ambiente e o comportamento humano (Capra, 2006).

A abordagem sistêmica foi organizada na forma da Teoria Geral dos Sistemas (TGS) pelo biólogo Ludwig von Bertalanffy na década de 1950 (Araujo; Gouveia, 2016), uma vez que as bases iniciais sobre sistemas já eram discutidas na física, em postulados da química e na biologia, entre outras áreas do conhecimento, desde o início do século XX. No trabalho de Strahler (1980), “*Systems Theory in Physical Geography*”, foi apontado que essa teoria tem sido

amplamente aplicada na Geografia Física desde 1950, em diversas tipologias de estudo. O próprio Strahler (1950) adaptou os princípios norteadores da TGS ao ampliar as discussões sobre sistemas fluviais, com ênfase na dinâmica dos sistemas abertos.

De acordo com Bertalanffy (1973), sistema é um complexo de elementos em interação. Diante do exposto, alguns autores o definem como um conjunto de elementos que apresenta dependência mútua entre si e seus atributos (Araujo; Gouveia, 2016; Lopes *et al.*, 2015). Os sistemas podem ser: isolados ou não isolados. Os isolados não apresentam troca de energia nem de matéria. Já os não isolados são classificados em fechados e abertos. Nos fechados, ocorrem trocas apenas de energia; nos abertos, há troca de energia e de matéria (Christofoletti, 2015; Lopes *et al.*, 2015; Vale, 2012).

Bertalanffy (1950) chama de estado estacionário o estado independente do tempo que um sistema aberto tende a atingir, no qual o sistema permanece constante como um todo e em suas fases, apesar de haver um fluxo contínuo de materiais. Diante disso, Strahler (1980, p.10) aponta que, no estado estacionário, “a energia armazenada em um sistema de fluxo de energia é constante com o tempo, de modo que a entrada (*input*) é igual à saída (*output*)”.

Na obra de Bertrand (1968), “*Paysage et géographie physique globale: esquisse méthodologique*”, o geossistema é identificado como uma unidade de paisagem. Segundo Christofoletti (2015), para entender unidades de paisagem, é necessária a compreensão da delimitação do sistema — que, no caso da presente tese, será uma bacia hidrográfica — analisando, assim, sua estrutura e comportamento em relação aos fatores naturais e antroponaturais.

De acordo com Lorenzon *et al.* (2018), a bacia hidrográfica é considerada uma unidade territorial de planejamento geoambiental. Além disso, a bacia hidrográfica também é reconhecida como unidade de análise (Yu *et al.*, 2020) e como unidade de paisagem (Flotemersch *et al.*, 2015).

Diversas definições de bacia hidrográfica foram propostas ao decorrer do tempo por inúmeros pesquisadores. Entretanto, essas definições assemelham-se à concepção apresentada por Guerra (1993, p. 15), que a define como “conjunto de terras drenadas por um rio principal e seus afluentes”. Christofoletti (1980) a descreve como uma área drenada por um determinado rio ou por um sistema fluvial.

Schumm (1977) e Vale (2012) consideram a bacia hidrográfica como um sistema aberto, por haver troca mútua de matéria (água e sedimentos) e energia. Os autores Lima e Zakia (2000) abordam o conceito atrelando-o ao sistema geomorfológico aberto, enfatizando que a bacia hidrográfica recebe energia (*input*) por meio de agentes climáticos e perde energia (*output*) por

meio do deflúvio. Dessa forma, os sistemas apresentam componentes de entrada (*input*) e de saída (*output*).

Todas as partes das bacias estão conectadas entre si pelo funcionamento da água, ou seja, são sistemas determinados pelo funcionamento, pela dinâmica ou pela função. Considerando uma bacia como um todo, com todas as suas partes, componentes e atributos, ela está exposta a fluxos contínuos de matéria e energia.

No livro de Zavoianu (1985), *Morphometry of Drainage Basins*, o autor aponta os principais elementos naturais constituintes da bacia, tais como: rocha, relevo, classe e profundidade do solo, e cobertura vegetal. Esses elementos apresentados acima serão afetados pela quantidade de matéria e energia que essa receberá.

Inputs de matéria e energia podem ocorrer nas bacias hidrográficas por meio da precipitação pluviométrica, radiação solar, ação do vento, entre outros. Já os *outputs* podem ser superficiais ou subterrâneos, por evapotranspiração ou como resultado da ação humana, entre outros (Zavoianu, 1985).

Falcão (2020) ressalta que a bacia recebe suprimento ininterrupto de energia por meio do clima. Nesse contexto, também perde energia por meio da água e dos sedimentos que deixam. A esse respeito, o autor mostra, em sua pesquisa, que a radiação solar funciona como a maior fonte de energia. Zavoianu (1985) tece que, na bacia, a precipitação pluviométrica é a principal fonte de matéria, enquanto a radiação solar é a principal fonte de energia.

Falcão (2020) também destaca que a quantidade de matéria que entra em uma bacia hidrográfica, fornecida pela precipitação pluviométrica, é parcialmente conduzida para o rio por meio do escoamento superficial e do fluxo de água subterrânea.

A estrutura geológica influencia a formação das características morfométricas das bacias hidrográficas, devido ao grau de resistência das rochas que compõem sua superfície. Os elementos como a vegetação e o solo também são influenciados pela estrutura geológica. Consequentemente, isso afeta o controle dos processos de erosão, lixiviação, entre outros fatores. O fator tempo é decisivo no processo de decomposição das rochas e na degradação do relevo, ocasionados pela ação da água e de outros agentes erosivos.

2.3 Teoria Geral dos Sistemas e os estudos envolvendo solos

De acordo com Huggett (2021), o conceito de solo tem evoluído ao longo dos anos, passando de uma visão simplista — que considerava o solo apenas como substrato para o crescimento das plantas — para uma compreensão mais complexa, que o entende como um

sistema abrangente, composto por propriedades inter-relacionadas. Segundo Jenny (1941), o estudo do solo como sistema é de grande importância, pois permite compreender sua formação e propriedades, além de estar intimamente relacionado a outras ciências, como a climatologia, geologia, ecologia, botânica, entre outras.

Targulian e Krasilnikov (2007) destacam que o solo é um sistema complexo que interage com a atmosfera, a hidrosfera, a litosfera e a biosfera. Além disso, desempenha um papel crucial na regulação dos ciclos biogeoquímicos da Terra. Os autores mencionados apontam que a abordagem termodinâmica adota uma perspectiva construtiva ao considerar o solo como um sistema complexo e aberto, em constante transformação. Por meio do uso de abordagens sinérgicas e de terminologia apropriada, seu objetivo é compreender a dinâmica do solo.

A ideia do solo como um sistema surgiu no final do século XIX, quando investigadores propuseram a concepção do solo como uma entidade independente, distinta da geologia subjacente. Dessa forma, diferentes pesquisadores contribuíram para o desenvolvimento do conceito de solo a partir da abordagem sistêmica (Quadro 2).

Quadro 2 - Contribuições para desenvolvimento dos estudos sobre solos a partir de uma abordagem sistêmica

Autor	Contribuições para o estudo do solo como um sistema
Constantin C. Nikiforoff	Autor do artigo " <i>Re-appraisal of the soil</i> " discutiu a reavaliação do solo como uma referência para a TGS e sua aplicação em sistemas biológicos e pedológicos.
Eugene Woldemar Hilgard	Em 1860, foi reconhecida a natureza independente do solo em um relatório sobre a geologia e a agricultura do Mississippi. O livro " <i>Soils</i> " (1914) é amplamente considerado uma referência indispensável sobre o tema. Como renomado professor e pesquisador do Departamento de Ciência do Solo da Universidade da Califórnia, o autor estabeleceu, por meio dessa obra, muitos dos fundamentos da ciência do solo, explorando a formação, composição, características físicas e químicas, propriedades naturais e alterações do solo.
Friedrich Albert Fallou	Fallou trouxe diversas contribuições importantes para a ciência do solo. Considerado um dos chamados "pais da pedologia", é apontado por alguns estudiosos como o predecessor de Dokuchaev, pois lhe atribuem um papel relevante na defesa do reconhecimento da pedologia como um campo científico distinto da geologia.
Hans Jenny	Um pedólogo suíço-americano desenvolveu uma abordagem dos fatores de formação do solo que considera a interação entre esses fatores para compreender a estrutura e a função do solo. Suas contribuições foram significativas para os estudos do solo como um sistema. Ele elaborou a teoria da pedogênese, a qual relaciona os fatores ambientais com a formação e o desenvolvimento dos solos. No livro " <i>Factors of Soil Formation: A System of Quantitative Pedology</i> ", de Hans Jenny, o solo é tratado como um sistema físico e aberto, no qual é possível adicionar ou remover substâncias.
Vasilii V. Dokuchaev	O trabalho " <i>Russian Chernozem</i> " (1879), do renomado geólogo e pedólogo russo Vasilii V. Dokuchaev, foi fundamental para a evolução do conceito de solo como um sistema. Dokuchaev defendeu que o solo é um objeto independente, indo além de ser apenas uma formação geológica.

Elaboração: Adaptado de Feller, Aeschlimann e Frossard (2022); Huggett (2021); Jenny (1941); Park (1972).

Friedrich Albert Fallou (1794 – 1877) foi um advogado e pesquisador alemão que se

dedicou à pedologia, o estudo científico dos solos. É considerado um dos pioneiros da pedologia e é conhecido por sua obra “*Pedologie oder allgemeine und besondere Bodenkunde*”, na qual defendeu que os solos são distintos da geologia subjacente e propôs o termo "pedologia" para descrever o estudo do solo. Esse trabalho é considerado uma das primeiras contribuições para o desenvolvimento da ciência do solo como uma disciplina independente (Fallou, 1862; Feller; Aeschlimann; Frossard, 2022; Huggett, 2021).

Dokuchaev, no século XIX, desta vez no Império Russo, identificou fatores formadores do solo, como clima, relevo, material de origem, organismos e tempo, que influenciam o sistema solo. Desde então, o conceito de solo como um sistema tem sido aprimorado e refinado por outros pesquisadores, como Hans Jenny, que desenvolveu uma abordagem dos fatores de formação do solo, considerando a interação entre esses fatores para entender a estrutura e a função do solo (Huggett, 2021).

De acordo com Jenny (1941), o solo é considerado um sistema composto por propriedades inter-relacionadas, que podem ser representadas por variáveis. O suíço eternizou a formação do solo (S) na expressão: $S = f(cl, o, r, p, t...)$, identificando como fatores formadores do solo o clima, os organismos, o relevo, o material de origem e o tempo, os quais influenciam diretamente o sistema solo.

As propriedades do sistema solo estão inter-relacionadas. Por isso, quando uma propriedade é alterada, as demais também são afetadas. Nesse sentido, pode-se citar como exemplo a quantidade de água introduzida sobre determinadas classes de solos, o que aumenta o teor de umidade, altera a densidade, provoca variações de temperatura e salinização (Jenny, 1941).

Nikiforoff (1959) é citado por Park (1972) como um dos autores que desenvolveram o conceito de estado estacionário dinâmico em sistemas biológicos e pedológicos. Park (1972) destaca que Nikiforoff enfatiza a importância de considerar o contexto ambiental no qual o sistema está inserido, pois isso influencia suas características e dinâmicas.

Nikiforoff (1959) utilizou a TGS para descrever o solo como um sistema aberto, que interage com o ambiente e está sujeito a mudanças estruturais e composicionais. De acordo com o autor, o solo passa por um estado de equilíbrio estável, denominado estado estacionário, e pode sofrer alterações além desse estado, chamadas de "pós-estado estacionário". Essas mudanças incluem a redução da altura da vegetação, o aumento do número de espécies não florestais e alterações nas propriedades físicas e químicas do solo, como a umidade e a aeração.

A relação entre a base da TGS e os estudos dos solos data do final da década de 1940 e do início da metade do século XX. Destaca-se o papel de Principi (1953), que empregou a base

conceitual da TGS para a delimitação das classes de solos em diferentes ambientes do território italiano, no início da década de 1950. Nesse estudo, foram consideradas as relações sistêmicas entre a base litológica e as características e dinâmicas de formação do relevo local.

Anos depois, com a sistematização de estudos ambientais baseados nas concepções da TGS e a ampla divulgação desses estudos, novas abordagens envolvendo a relação sistêmica e os solos foram desenvolvidas. Nesse contexto, vale destacar os estudos desenvolvidos por Pouquet (1966), em sua maioria no território francês, os quais sistematizaram e aprofundaram os mecanismos de levantamento e classificação dos solos a partir da ideia de sistemas abertos (Machado; Castro; Ladeira, 2022).

Na América Latina, pode-se destacar o papel de Joseph Alfred Zinck, formado em Geografia com especialização em fitossociologia e pedologia, que foi um dos pioneiros a desenvolver estudos nesse continente com forte relação entre a abordagem sistêmica e a dinâmica de formação dos solos. Entre os anos de 1988 e 1989, Joseph Alfred Zinck publicou uma coletânea baseada em sua experiência em uma série de cursos voltados para a classificação dos solos. Nesse material, Zinck (1988) evidencia o reflexo da estrutura dos solos na paisagem, assim como a forte relação entre os elementos que compõem os sistemas físicos naturais com a formação e desenvolvimentos dos solos.

A colaboração de Joseph Alfred Zinck teve reflexo direto na formação e na construção de novos estudos pautados na relação entre os princípios da TGS e a dinâmica de formação e distribuição dos solos na América Latina e em países de outros continentes.

Os estudos de Pouquet (1966), Principi (1953) e Zinck (1988), ao longo de 50 anos, colaboraram com a estruturação da Geopedologia, definida por Zinck *et al.* (2016) e por Machado, Castro e Ladeira (2022) como a contração de Geomorfopedologia, destinada aos estudos dos solos a partir de suas relações com o relevo, considerando a interação sistêmica entre eles. Assim, além da Geopedologia, outra abordagem complementar e interligada no estudo dos solos como sistema é a Pedometria.

A pedologia quantitativa, também conhecida como pedometria, engloba técnicas e métodos avançados para o mapeamento digital de solos. A pedometria é um termo cunhado por Webster (1994), que o definiu como um neologismo oriundo das raízes gregas “*pedos*” (solo) e “*metron*” (medição). Trata-se de um ramo da ciência do solo intrinsecamente ligado à TGS. A pedometria utiliza métodos matemáticos e estatísticos quantitativos para lidar com a incerteza e a complexidade presentes no sistema de solos (McBratney *et al.*, 2000).

A pedometria desempenha um papel importante na construção de modelos de perda de solos, ao empregar técnicas quantitativas para a previsão espacial da distribuição do solo. Por

meio da aplicação de técnicas pedométricas, como a geoestatística, é possível realizar o mapeamento da variabilidade espacial dos atributos do solo relacionados à erosão, tais como textura, capacidade de retenção de água e cobertura vegetal. Isso permite analisar a distribuição espacial do solo de forma precisa e identificar áreas com maiores riscos de perda (McBratney *et al.*, 2000).

Outros mecanismos teóricos e metodológicos voltados para o estudo de solos foram desenvolvidos e bastante difundidos no meio científico, principalmente aqueles destinados ao monitoramento e diagnóstico de perdas de solos.

Tais mecanismos são representados por modelos ambientais que utilizam a relação sistêmica entre os elementos dos sistemas físico-naturais para monitorar erosões, a partir das características dos solos presentes nas áreas de estudo.

2.4 Modelagem dos sistemas ambientais e os estudos de solos

A modelagem ambiental é considerada, segundo Christofolletti (2015), um instrumento entre os procedimentos de base metodológica de uma investigação científica. O autor justifica que a construção de modelos sobre os sistemas ambientais representa a estrutura de hipóteses científicas. Em outras palavras, o desenvolvimento de modelos é considerado parte fundamental da pesquisa científica, e sua construção deve seguir critérios rigorosos, pautados na metodologia científica.

A origem etimológica da palavra modelo vem do termo latino *modulus* e designa uma forma de representar aspectos de uma determinada realidade – fato, coisa ou fenômeno (Bunge, 1874; Le Moigne, 1984). Segundo Eco (1976), um modelo é uma “representação funcional”, ou seja, reproduz algo funcional daquilo que modela. O modelo é uma forma de coordenar informações. No que se refere ao tema aqui em estudo, o modelo utilizado é a RUSLE, a qual integra todas as variáveis envolvidas no processo erosivo do solo, tais como: erosividade, erodibilidade, relevo e cobertura vegetal.

Segundo Amorim (2003), diversos modelos matemáticos vêm sendo criados desde a década de 1950 com a finalidade de calcular a perda de solos provocada pelo processo erosivo e avaliar os riscos ou as susceptibilidades de erosão dos solos e suas consequências. O surgimento de modelos destinados a avaliar perdas de solo na década de 1950, frequentemente empregados pela Geografia, chegou a essa ciência a partir dos movimentos científicos desenvolvidos na Geografia Teórica. Tais modelos foram desenvolvidos em outras áreas científicas, como a Engenharia, a Agronomia, entre outras.

Diante desse contexto, conforme os autores Bircher, Liniger e Prasuhn (2022), modelos matemáticos determinísticos de erosão do solo ainda são utilizados, em escala global, para estimar a erosão hídrica, inclusive no âmbito dos estudos geográficos.

Os modelos matemáticos determinísticos apresentam, como resultado, uma sequência de valores empregados no *input* das variáveis envolvidas. Segundo Fernandes (2016), os resultados de saída apresentados por esse tipo de modelo serão sempre os mesmos, desde que os dados de entrada permaneçam inalterados. O autor mencionado destaca que o valor numérico dos *inputs* determinará aqueles que serão obtidos nos *outputs* nesse tipo de modelo.

A modelagem desenvolvida por um modelo matemático determinístico é baseada em noções matemáticas que envolvem relações exatamente previsíveis, a partir de variáveis independentes. Trata-se de um conjunto de afirmações matemáticas, deduzidas de experimentações, das quais consequências únicas podem ser deduzidas por meio de argumentação com base matemática (Christofoletti, 2015).

Entre os modelos matemáticos determinísticos, encontra-se a Equação Universal de Perda de Solo, desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978). Segundo Fernandes (2016), devido à sua simplicidade matemática, esse modelo tornou-se uma das equações mais utilizadas na literatura.

Em relação aos tipos de modelos matemáticos empregados para estimar a perda de solos por erosão, Paiva, Carmo e Prado (2019) identificaram 85 artigos indexados e publicados nas bases bibliográficas internacionais *SCOPUS* e *Web of Science*, entre os anos de 1990 até 2016. Foram encontrados os seguintes resultados para os modelos mais utilizados na avaliação da erosão e sedimentação hídrica (Tabela 1).

Tabela 1 - Modelos matemáticos utilizados para estimar a perda de solos por erosão

Modelagem de Erosão Hídrica			
Modelo	Sigla	Desenvolvimento e/ou aprimoramento	Quantitativo (%)
<i>Universal Soil Loss Equation</i>	USLE	Wischmeier e Smith (1965)	35
<i>Modified Universal Soil Loss Equation</i>	MUSLE	Williams e Berndt (1977)	10
<i>Revised Universal Soil Loss Equation</i>	RUSLE	Renard <i>et al.</i> (1997)	11
<i>Water Erosion Prediction Project</i>	WEPP	Nearing <i>et al.</i> (1989)	3
<i>Erosion-Productivity Impact Calculator</i>	EPIC	Williams <i>et al.</i> (1984)	1
<i>Erosion from Agricultural Management Systems</i>	CREAMS	Kinsel (1980)	1
<i>Modelo Europeu de Erosão do Solo</i>	EUROSEM	Morgan <i>et al.</i> (1998)	1

<i>Agricultural Nonpoint Source</i>	AGNPS	Young <i>et al.</i> (1989)	1
<i>Método fingerprinting</i>			4
<i>Soil and Water Assessment Tool</i>	SWAT	Arnold <i>et al.</i> (2012)	6
Outros modelos			20
Elaboração: Adaptado de Paiva, Carmo e Prado (2019).			

Observando a Tabela 1, verificou-se que os modelos tradicionais USLE, RUSLE e MUSLE foram os mais utilizados para a quantificação das taxas de potencial erosivo e geração de sedimentos. Outro detalhe importante, bem ressaltado pelos autores, é que se observou uma maior aplicação dos modelos USLE, MUSLE, RUSLE e SWAT para a medição dessas taxas (63%), conforme apresentado na Tabela 1.

A partir da interpretação literal do texto, Paiva, Carmo e Prado (2019) afirmam que a equação da USLE e suas variações, RUSLE e MUSLE, são as mais empregadas devido à fácil aplicabilidade e à rápida compreensão dos resultados. Outro ponto evidenciado pelos autores é que esses modelos tradicionais apresentam uma precisão razoável, sendo bons instrumentos para a previsão das perdas de solo, especialmente diante da dificuldade de obtenção de dados consistentes e com escalas adequadas.

Em relação à USLE, Pandey *et al.* (2017) e Santos e Santos (2021) destacam que esse modelo permite analisar, de forma rápida, a erosão do solo por meio de uma análise aprofundada, uma vez que esse processo pode representar a variabilidade espacial dos fatores físico-naturais, assim como os de procedência antrópica.

A USLE é estruturada a partir do cruzamento de variáveis como: erosividade da chuva, erodibilidade do solo, características do relevo, uso e manejo do solo e práticas conservacionistas (Bhadur, 2009; Fernandez *et al.*, 2003; Guerra, 2012; Lepsch, 2011; Zhang *et al.*, 2010). As informações empregadas na modelagem da USLE podem ser extraídas a partir de dados de sensoriamento remoto e coletas em campo, retrabalhadas por meio de técnicas de geoprocessamento (Renard *et al.*, 1998).

A partir da USLE, outros modelos foram desenvolvidos, entre eles a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) (Renard *et al.*, 1998). Segundo Galdino e Weill (2011), a USLE e a RUSLE possuem estruturas idênticas, sendo que o que as diferencia é a forma como são determinados os fatores da equação.

A RUSLE apresenta melhor eficiência e exatidão para terrenos com declives suavemente ondulados. Assim, observa-se que o fator topográfico ganha destaque no refinamento do modelo (Bonilla *et al.*, 2010; Carvalho *et al.*, 2014; Oliveira *et al.*, 2014; Ozsoy

et al., 2012; Zhang *et al.*, 2013).

A USLE e suas várias revisões, como a RUSLE, ainda são os modelos empíricos mais comuns nas análises de perda de solos (Alewell *et al.*, 2019). Corroborando essa ideia, Borrelli *et al.* (2018) estimaram que mais de 90% das avaliações de erosão do solo, em todo o mundo, são provenientes de modelos baseados na USLE.

Além disso, explicam Pinson e AuBuchon (2023) que a RUSLE tem sido utilizada para caracterizar a perda de solos em uma variedade de escalas espaciais e temporais, desde campos até bacias hidrográficas. Para Cao *et al.* (2023), a erosão hídrica é um dos fatores que mais contribuem para a perda de solos no nordeste da China, sendo quantificada com precisão pela RUSLE.

É oportuno mencionar que, segundo Cao *et al.* (2023), a RUSLE tem sido amplamente empregada para estimar a perda de solos por erosão, exibindo precisão suficiente em escalas de mapeamento que variam de 1:10.000 a 1:50.000 (Salgado; Formaggio; Rudorff, 2012), com escala fixa de 1:50.000 (Pena *et al.*, 2020; Thompson; Fidalgo, 2013; Verstraeten, 2006), e variando de 1:50.000 a 1:130.000 (Vital; Santos; Medeiros, 2022).

Um aspecto que não pode deixar de ser comentado é o uso das tecnologias associadas aos Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), aliado ao emprego do modelo RUSLE para a caracterização da perda de solos por erosão. Essas ferramentas proporcionam rapidez e confiabilidade nas modelagens de perda de solos, com custo relativamente baixo e curta duração de tempo. O modelo fornece um mapeamento do risco de erosão que pode ser utilizado na análise do planejamento e da proteção ambiental, visando à sustentabilidade dos recursos do solo na região onde o estudo está sendo desenvolvido (Olika *et al.*, 2023).

No tocante ao modelo matemático MUSLE, os autores Shi *et al.* (2022), fundamentados nas ideias de Williams (1975), apontam que esse modelo foi desenvolvido para a estimativa de sedimentos transportados juntamente com a água em determinado trecho de um canal. Nesse contexto, utiliza-se o recorte da bacia hidrográfica, uma vez que esta apresenta linhas de escoamento das águas para os canais, com saída de água e sedimentos pelo exutório, local onde os sedimentos são contabilizados pela MUSLE.

Nesse modelo, o fator de precipitação pluviométrica da USLE tradicional é substituído por um fator de escoamento, em função do volume de escoamento e do pico de descarga. Os autores referenciados enfatizam que muitos estudos avaliaram a MUSLE sob condições variadas, em âmbito global. O modelo MUSLE, de acordo com Shi *et al.* (2022), também é utilizado como submodelo dentro de modelos consolidados, como o SWAT.

Para Santos *et al.* (2023), o modelo SWAT tem sido apontado como um dos mais

utilizados nos últimos anos, sendo continuamente discutido e constantemente reavaliado. Segundo os mesmos autores, o SWAT é empregado para avaliar as relações dinâmicas entre as mudanças climáticas, a alteração no uso e na cobertura das terras, bem como as características físicas das bacias hidrográficas nas respostas hidrológicas, incluindo o fluxo de sedimentos.

Sobre a modelagem de processos erosivos, Bezak *et al.* (2021) revelaram que o RUSLE é, significativamente, o modelo mais citado em comparação com a USLE original, e que o SWAT vem se tornando mais popular entre os modeladores de erosão do solo nos últimos anos. No entanto, no Brasil, estudos regionais utilizando o SWAT ainda são raros.

De acordo com Bezak *et al.* (2021), em seu estudo sobre o número médio e máximo normalizado de citações, no qual foram utilizados diferentes modelos de erosão do solo, em números absolutos, o modelo RUSLE apresenta o maior número de citações totais. A propósito, Borrelli *et al.* (2021) concluíram que a aplicação do modelo RUSLE tem aumentado.

Outros modelos, com menor utilização em comparação aos abordados anteriormente, mas também empregados em pesquisas para estimar a perda de solos por erosão, serão descritos nos próximos parágrafos.

Na percepção de Wang *et al.* (2022), o modelo WEPP tem sido bastante utilizado para estimar o escoamento superficial e a perda de solos. Nessa perspectiva, Wang *et al.* (2022), fundamentados em Flanagan *et al.* (2001), complementam que o modelo WEPP é um programa de simulação de erosão amplamente empregado em âmbito mundial.

Com base nos modelos apresentados anteriormente, observa-se que o modelo WEPP obteve 3% dos trabalhos pesquisados. De acordo com Zhu *et al.* (2023), trata-se de um modelo de predição de erosão com simulação contínua, baseado em processos e distribuído por parâmetros. É relevante salientar que o modelo WEPP requer a integração de quatro fatores: clima, solo, talude e manejo de plantas.

Sobre o EPIC, outro modelo destinado à estimativa de perda de solos, Doro *et al.* (2021) comentam que ele foi desenvolvido no início dos anos 1980 com o intuito de simular os efeitos da erosão do solo na produtividade e no rendimento das culturas. Além disso, para o mapeamento com o modelo EPIC, é pertinente enfatizar que são necessários nove componentes principais de entrada, tais como: clima, hidrologia, erosão-sedimentação, crescimento de plantas, ciclagem de nutrientes, destino dos pesticidas, temperatura do solo, preparo do solo e controle do ambiente vegetal.

Em relação ao EUROSEM, trata-se de um modelo de erosão do solo baseado em eventos, que prevê o escoamento superficial e o transporte de sedimentos para diferentes condições ambientais.

De acordo com Smets *et al.* (2011), estudos indicam que o EUROSEM pode simular razoavelmente bem o volume total de escoamento superficial e o pico de descarga em diferentes ambientes e para distintas características de precipitação pluviométrica. Contudo, assim como outros modelos matemáticos, as previsões de escoamento e erosão apresentam incertezas.

É importante frisar que, segundo Smets *et al.* (2011), o EUROSEM é capaz de simular erosão, transporte de sedimentos e deposição sobre a superfície da terra por meio de processos de *rill* e *interrill*, em tempestades únicas, para campos individuais e pequenas bacias hidrográficas. Folly, Quinton e Smith (1999) descrevem que esse modelo matemático se baseia em processo de eventos únicos para prever a erosão do solo pela água, em campos e pequenas bacias hidrográficas. Com base nessas ideias, os autores referenciados enfatizam que o EUROSEM realiza uma descrição física dos processos erosivos e opera por etapas de curto prazo.

Em pesquisas realizadas por Cai *et al.* (2005), foi enfatizado que o modelo EUROSEM pode simular o escoamento razoavelmente bem, mas, muitas vezes, mostrou-se incapaz de simular com precisão a concentração de sedimentos e a taxa de perda de solos em um único evento.

Diante dos modelos apresentados, a presente tese utilizará a RUSLE como instrumento estruturante para a estimativa da perda de solos na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE). Com isso, houve a necessidade de levantamento de estudos com o uso da RUSLE, com o intuito de compreender a disposição das variáveis de análise, a validação do modelo, as projeções de cenários futuros de perda de solos, entre outros aspectos.

Quanto às variáveis utilizadas na modelagem da RUSLE, levantamentos realizados por Zhang *et al.* (2024) apontam que a erosividade da chuva, a erodibilidade do solo, o fator topográfico, o uso e manejo do solo e as práticas conservacionistas estão presentes nos estudos que envolvem a RUSLE.

Quanto à validação dos resultados obtidos pela RUSLE, vale destacar o uso de ferramentas estatísticas, como coeficientes de correlação, estatística Kappa, índices de concordância, índice de confiança, coeficiente de Nash-Sutcliffe, entre outros. Essas ferramentas são geralmente empregadas para comparar os resultados obtidos na modelagem computacional com os aferidos em campo.

Diversos estudos empregam as bases estatísticas apresentadas anteriormente na validação dos resultados obtidos pela RUSLE. Destaca-se o trabalho desenvolvido por Amorim *et al.* (2010), realizado nos estados de Minas Gerais, Goiás, São Paulo, Mato Grosso do Sul, Rio Grande do Sul, Distrito Federal e Paraíba, no qual foram aferidos os resultados da perda de

solos estimada pela RUSLE, comparando-os com os dados obtidos em parcelas amostrais de campo.

Foram empregadas seis técnicas estatísticas, sendo elas: coeficiente de correlação, raiz do erro quadrático médio (RMSE), índice de concordância de Willmott, índice de confiança, coeficiente de Nash-Sutcliffe e eficiência dos modelos (Amorim *et al.*, 2010). Os resultados apontaram que 42% dos dados estimados pela modelagem apresentaram concordância com as informações verificadas em campo.

Outro estudo de destaque foi realizado por Tian *et al.* (2021) e desenvolvido na província de Hubei, China. Os dados de perda de solos modelados pela RUSLE foram comparados com os resultados obtidos em pontos amostrais de campo. A partir da análise estatística da raiz do erro quadrático médio, a acurácia da modelagem foi de 61%. Contudo, ao adaptar e revisar os valores numéricos empregados nas variáveis de uso e manejo do solo e, principalmente, nas práticas conservacionistas, a acurácia aumentou para 89%.

Já na pesquisa desenvolvida por Martínez-Murillo, Remond e Ruiz-Sinoga (2020), em bacias hidrográficas localizadas na região mediterrânea, no sul da Espanha, foram aferidos os valores modelados de erosão dos solos e validados em campo a partir da estatística de correlação de Pearson. Os resultados iniciais não foram positivos; porém, ao refinar as informações relativas ao fator erodibilidade, o modelo apresentou resultados condizentes com os dados observados em campo.

Observa-se, nos três estudos anteriores, que o processo de validação dos resultados da RUSLE é possível e apresenta resultados positivos. Porém, os dados coletados em campo para aferição da acurácia da modelagem requerem uma escala temporal considerada, a exemplo das recomendações dos estudos de Amorim *et al.* (2010), Martínez-Murillo, Remond e Ruiz-Sinoga (2020) e Tian *et al.* (2021), nos quais foram recomendadas observações *in loco* por, no mínimo, 10 anos.

Quanto ao emprego da RUSLE para projeção de cenários futuros de perda de solos, destacam-se os estudos desenvolvidos por Chuenchum, Xu e Tang (2020), realizados em bacia hidrográfica localizada na região do Sudeste Asiático. Os autores mencionados buscaram simular a perda de solos e a produção de sedimentos a partir de cenários futuros de uso da terra e mudanças climáticas nos anos de 2030 e 2040. O estudo envolveu a utilização do modelo RUSLE. Na pesquisa, foi constatado que a perda de solos estimada para a área estudada variou de aproximadamente 21.000 a 21.725 toneladas por quilômetro quadrado ao ano.

Em áreas da União Europeia (UE) e do Reino Unido, Panagos *et al.* (2021) desenvolveram projeções sobre o uso da terra e as mudanças climáticas em cenários futuros de

perda de solos, utilizando o modelo RUSLE. As projeções futuras das taxas de perda de solos foram estimadas de 2016 até 2050. Os resultados mostram que a perda de solos por erosão hídrica na área poderá aumentar entre 13% e 22,5% até 2050.

Outro estudo em destaque foi conduzido por Yu, Zhu e Jin (2023), desenvolvido na fronteira entre a China e a Coreia do Norte, considerando mudanças no uso da terra e nas condições climáticas entre 2030 e 2050, também utilizando o modelo RUSLE. Os resultados apontam que, de acordo com a simulação da cobertura do solo, 2,7% da área florestal deverá ser perdida até 2050.

Nos estudos discutidos anteriormente sobre o emprego do modelo RUSLE para a projeção de cenários futuros de perda de solos, é possível constatar que o modelo apresenta confiabilidade, eficácia e demonstra resultados positivos na estimativa da erosão do solo e na projeção de cenários futuros.

2.5 Projeção de cenários e modelagem ambiental ligada à perda de solos

Apesar do avanço dos estudos que envolvem a modelagem da perda de solos, ainda há poucos estudos que projetam essa perda para o futuro com base em modelos de erosão. No entanto, segundo Xuo *et al.* (2021), uma série de esforços vem sendo realizada com o intuito de acoplar os modelos de perda de solos a modelos que projetem, para o futuro, o desgaste do solo a partir das mudanças em variáveis como o uso da terra, bem como as variabilidades e mudanças climáticas.

Para projeções futuras de perda de solos, Palermo *et al.* (2020) apontam que há a necessidade de compreender e formular cenários dinâmicos com base em duas variáveis empregadas na USLE: a erosividade e o fator uso e cobertura das terras, aliado às práticas conservacionistas. Por isso, vale ressaltar que a mudança no uso e na cobertura das terras é um fenômeno caracterizado pelas modificações que ocorrem na superfície da terra, devido a fatores humanos e biofísicos, em diferentes escalas espaciais e temporais (Mendonza *et al.*, 2011; Song *et al.*, 2019).

Na perspectiva de Miranda *et al.* (2018), fica evidente que a mudança no uso e na cobertura da terra apresenta caráter tanto ambiental quanto social. Dessa maneira, os autores enfatizam que essa mudança tem se intensificado, principalmente pela expansão urbana e agropecuária. Enfatizando esse aspecto, pode-se mencionar que, dentre os fatores já abordados, os principais contribuintes para as mudanças aqui referidas são o acelerado desenvolvimento econômico, as mudanças climáticas e as políticas públicas de conservação dos recursos naturais,

muitas vezes inapropriadas ou mal formuladas.

Essa situação reflete o que foi identificado por Eddy e Gergel (2014), pois se tornam preocupantes as dinâmicas de uso e ocupação das terras ocorridas nos últimos anos. Com esse contexto, percebe-se um número crescente de pesquisas relacionadas à temática das modelagens de cenários de uso e ocupação das terras para períodos futuros.

Diante dessa realidade, Eddy e Gergel (2014) relataram que são encontradas inúmeras contribuições teóricas e metodológicas propostas para compreender os processos espaciais de uso e ocupação da terra. De posse de todas essas informações, Liaqat *et al.* (2021) apontam modelos baseados em: análises de correlação cruzada, mapeador de ângulo espectral, classificadores supervisionados e não supervisionados, redes neurais, modelos de equações simultâneas, CLUE-S, autômatos celulares, entre outros.

De acordo com as pesquisas realizadas por Mas *et al.* (2014) e Ren *et al.* (2019), o uso de modelos de mudança do uso e cobertura da terra tem se mostrado uma ferramenta útil para inferir e explicar as causas e os efeitos da dinâmica de uso e ocupação da terra, por meio das interações entre o ser humano e os sistemas físico-naturais, através de padrões e processos que podem ser espaciais ou não, dinâmicos ou estáticos, indutivos ou dedutivos.

Corroborando essa ideia, Kindu *et al.* (2018) afirmam que as ferramentas utilizadas na análise de sistemas ambientais, com conexões multidisciplinares à modelagem por meio de simulações voltadas para cenários futuros, têm sido de simples entendimento. Além disso, são de fácil manuseio, baixo custo, úteis e eficientes no processo de planejamento espacial. Ademais, são capazes de reconhecer futuros incertos e identificar possíveis impactos causados pelas variáveis que interferem na dinâmica dos usos da terra.

Conforme o entendimento dos autores Montañola-Sales *et al.* (2014) e Verburg *et al.* (2019), a utilização de projeções por meio da simulação de cenários, quando relacionadas dentro de um sistema, permite abordar de forma complexa e otimizada os fenômenos naturais e sociais. Isso ocorre na medida em que uma metodologia adequada para simular os padrões de uso e cobertura da terra, bem como para avaliar os padrões espaço-temporais de forma interativa, possibilita a compreensão das interações complexas que envolvem as relações humanas entre si e com os sistemas físico-naturais.

Projetar a dinâmica de uso da terra para anos futuros é uma possibilidade de compreender como a erosão do solo se comportará diante de condicionantes projetadas de ordem econômica, política, legislativa e cultural. Para isso, a simulação de cenários, por meio da modelagem ambiental, servirá como instrumento para planejamentos futuros, sem custos de espera ou necessidade de colocá-los em práticas.

A base da modelagem de projeção futura de uso e cobertura da terra são os modelos dinâmicos. De acordo com Christofolletti (2015), os processos ambientais que envolvem mudanças ao longo do tempo e dinâmicas interativas, variando temporalmente, podem ser simulados por meio de modelos dinâmicos — diferentemente dos modelos estáticos, os quais analisam os processos sem levar em consideração as modificações temporais.

Complementando a ideia anterior, Christofolletti (1982) ressalta que a modelagem tem sido amplamente utilizada como ferramenta de análise nos diversos campos da Geografia Física. O autor enfatiza que esses modelos representam, para a Geografia Física em geral, instrumentos que buscam prever comportamentos — sejam de cenários futuros ou pretéritos — nas mais diversas escalas espaciais e temporais.

Entre os modelos dinâmicos utilizados na simulação e projeção das mudanças de uso e ocupação da terra, destacam-se os modelos espacialmente explícitos, os quais incorporam a dinâmica espacial na estrutura da modelagem (Branco; Almeida; Francisco, 2022). Esses modelos apresentam, em sua estrutura, células que, juntas, formam uma grade. Vale destacar que os modelos espacialmente explícitos são idealizações matemáticas que representam sistemas nos quais as dinâmicas espacial e temporal são discretas. Nesse contexto, as variáveis que compõem cada célula evoluem em passos de tempo, e o valor da variável em cada célula é influenciado pelas células vizinhas (Branco; Almeida; Francisco, 2022).

Os modelos já mencionados são organizados de forma que cada demanda por mudanças seja especialmente alocada de acordo com o potencial da célula. É importante frisar que, nos modelos em questão, três componentes principais podem ser identificados. O primeiro é o cálculo da quantidade de mudança (demanda); o segundo é o potencial de transição de cada célula (geralmente baseado em análises estatísticas); e o terceiro é o procedimento de alocação, que distribui a demanda conforme o potencial de transição.

Diversos modelos utilizados na literatura estão estruturados conforme o descrito no parágrafo anterior. Segundo Veldkamp e Fresco (1996), Verburg *et al.* (1999) e Verburg *et al.* (2002), incluem-se nesse grupo os modelos da família dos modelos *Conversion of Land Use and its Effects* - (CLUE). Já os modelos de DINÂMICA são encontrados nos estudos de Soares-Filho *et al.* (2002), enquanto os modelos da família dos *Geographical Model* (GEOMOD) são descritos no estudo de Pontius (2001).

Outra variável que pode interferir no processo de perda de solos em tempos futuros é a variável climática, representada pela erosividade das chuvas. No artigo de Manabe (2019), "*Role of Greenhouse Gas in Climate Change*", o pesquisador aponta que os modelos climáticos têm sido amplamente utilizados para prever as mudanças no clima ao longo das últimas décadas.

Para Duarte (2016, p. 837), a modelagem climática é considerada “um campo da ciência das mudanças climáticas que simula, em computadores, o sistema climático com o intuito de compreender melhor os processos climáticos e fazer previsões sobre as mudanças climáticas no futuro”.

Segundo Edwards (2001), *apud* Duarte (2016) e Shachley e Wynne (1995), os modelos climáticos apresentam níveis diferenciados de complexidade. Sendo assim, variam desde modelos muito simples (como os modelos de balanço de energia zero-dimensionais) até os modelos de circulação geral (MCGs), que são altamente complexos. Ainda, Duarte (2016, p. 827) aponta que os MCGs são “considerados como os modelos mais importantes da ciência das mudanças climáticas”.

Os cenários climáticos futuros gerados pelos modelos podem ser otimistas ou pessimistas, dependendo da adoção — ou não — de medidas políticas, como regulações das emissões, investimentos em energia limpa e eficiência nas práticas agrícolas. A adoção de determinadas políticas climáticas, baseadas em operações computacionais realizadas por modelos, faz com que o futuro reflita o presente, necessitando o desenvolvimento imediato de políticas para mitigar e se adaptar às mudanças projetadas (Duarte, 2016).

Os modelos de mudanças climáticas são de suma importância para o ordenamento territorial, como meio de melhorar a capacidade de gestão em prevenir e gerenciar os impactos socioambientais relacionados as mudanças climáticas, de forma adaptativa.

Em relação à bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE), Silva *et al.* (2016, p. 859) verificaram que a área apresenta “uma alta variabilidade climática, o que indica a ocorrência de eventos extremos mais severos que em regiões de menor variabilidade, sinalizando que os sistemas de abastecimento de água estejam atuando, ou prestes a atuar, no limite da capacidade”. Posto isso, no estudo dos autores citados, foi constatado que a bacia hidrográfica apresentou alta vulnerabilidade às mudanças climáticas.

De acordo com Gomes, Araújo e Galvêncio (2022, p. 4157 – 4158), “a bacia do Pontal possui hoje menos água disponível no seu balanço hídrico para os diferentes usos e sustentabilidade ambiental, devido às mudanças climáticas globais e mudanças no uso e ocupação do solo”. As autoras enfatizam, em seu texto, que “a área estudada está em avançado processo de degradação de sua vegetação nativa”. As referidas autoras consideram que a principal causa desse problema deve-se “principalmente à expansão das áreas de agricultura e pecuária, principal modelo de desenvolvimento socioeconômico observado na região” (Gomes; Araújo; Galvêncio, 2022).

Nessa perspectiva, Silva, Montenegro e Souza (2017, p. 579) ressaltam que “foram

observadas tendências em vários índices de detecção de mudanças climáticas nas bacias dos rios Goiana, Capibaribe, Ipojuca, Sirinhaém, Una, Mundaú, Ipanema, Moxotó, Terra Nova, Brígida, Garças e Pontal”. Diante do exposto, os autores abordam que foram identificadas tendências de variações climáticas locais nas bacias hidrográficas do estado de Pernambuco.

Araújo (2018, p. 61) enfatiza que, no Perímetro Irrigado Pontal Sul, inserido na bacia hidrográfica do Riacho Pontal, “ao longo dos anos, a cobertura vegetal da Caatinga presente no perímetro vem sofrendo alterações, seja por ações antrópicas ou de forma natural, causadas pela prática de Agricultura Irrigada e severas mudanças climáticas, respectivamente”.

2.6 Desertificação: uma discussão introdutória da problemática e suas implicações

A desertificação é um processo de degradação das terras em ambientes de clima seco e constitui uma preocupação crescente em todo o mundo (Patil *et al.*, 2023). Bezerra *et al.* (2020) abordam que se trata de um problema global que impacta uma parte significativa da superfície da Terra, provocando grandes danos socioeconômicos e ambientais em diversas regiões do mundo. Nascimento (2017) ressalta que tal problemática compromete a segurança ambiental global, manifestando-se na superfície terrestre de maneira diferenciada, em grau e abrangência.

Nascimento (2016) expõe que o fenômeno da desertificação, antes de constituir apenas um problema ambiental e social, é também um processo complexo que pode trazer graves consequências tanto para o ambiente quanto para as populações humanas. Dessa maneira, os estudos de Nascimento (2021) apontam como um dos maiores problemas ambientais (de origem humana e física) da contemporaneidade, afetando praticamente todos os continentes. Suertegaray (2004, p. 253), por sua vez, destaca que o “termo desertificação é reservado para expressar a degradação do solo, vegetação, água e condições ambientais em geral”.

A desertificação é definida pela *United Nations Convention to Combat Desertification* (UNCCD) (1994) como a “degradação dos solos nas zonas áridas, semiáridas e subúmidas secas, resultante de vários fatores, incluindo as variações climáticas e as atividades humanas”.

Um detalhe importante referente à desertificação, bem ressaltado por Patil *et al.* (2023), é que ela pode ser proveniente da perda de fertilidade do solo, erosão do solo devido a eventos de chuvas fortes e variáveis, salinização, erosão eólica, desmatamento, sobrepastoreio, queima de resíduos agrícolas, desastres naturais como inundações, secas, deslizamentos de terra e incêndios florestais, além de mudanças nos padrões de uso da terra.

A desertificação pode ser atribuída a uma combinação de fatores naturais (biofísicos) e antropogênicos (Ladisa; Todorovic; Liuzzi, 2012). Uma das principais causas é o

sobrepastoreio, a salinização dos solos por irrigação, o desmatamento, a mineração e os cultivos excessivos (Nascimento, 2006; Sá *et al.*, 1994). Em muitas áreas rurais, a bovinocultura e a ovinocaprinoecultura são fontes essenciais de renda para as comunidades locais. No entanto, o sobrepastoreio excessivo pode despojar a terra de sua cobertura vegetal, levando à erosão e à degradação da qualidade do solo (Santos; Santos, 2021). Isso, por sua vez, acelera o processo de desertificação.

De acordo com Nascimento (2023) e Shao *et al.* (2023), cerca de 3,6 bilhões de hectares de terra no mundo estão sujeitos à desertificação, e mais de 2,6 bilhões de pessoas são afetadas por esse fenômeno. Isso representa cerca de 25% da superfície terrestre do planeta. Segundo dados de Vieira *et al.* (2020) e da *Food and Agriculture Organization* (FAO) (2017), estima-se que, anualmente, 12 milhões de hectares de terras sejam perdidos devido à seca e a diferentes processos de desertificação. Várias nações do mundo estão sofrendo com essa problemática.

2.6.1 Abordagens históricas da desertificação

López Bermúdez (1988) e Suertegaray (2017) comentam que o termo "desertificação" foi utilizado pela primeira vez por Aubreville (1949), com o intuito de descrever a transformação de áreas de cultivos e pastagens em desertos em regiões secas do continente africano, devido à exposição do solo aos processos de erosão. Aubreville (1949) observou que essa prática resultava na diminuição do potencial biológico do solo, levando-o a condições semelhantes às de desertos. As ideias expostas por Aubreville (1949) se concretizaram na conferência que ocorreu em Estocolmo, Suécia.

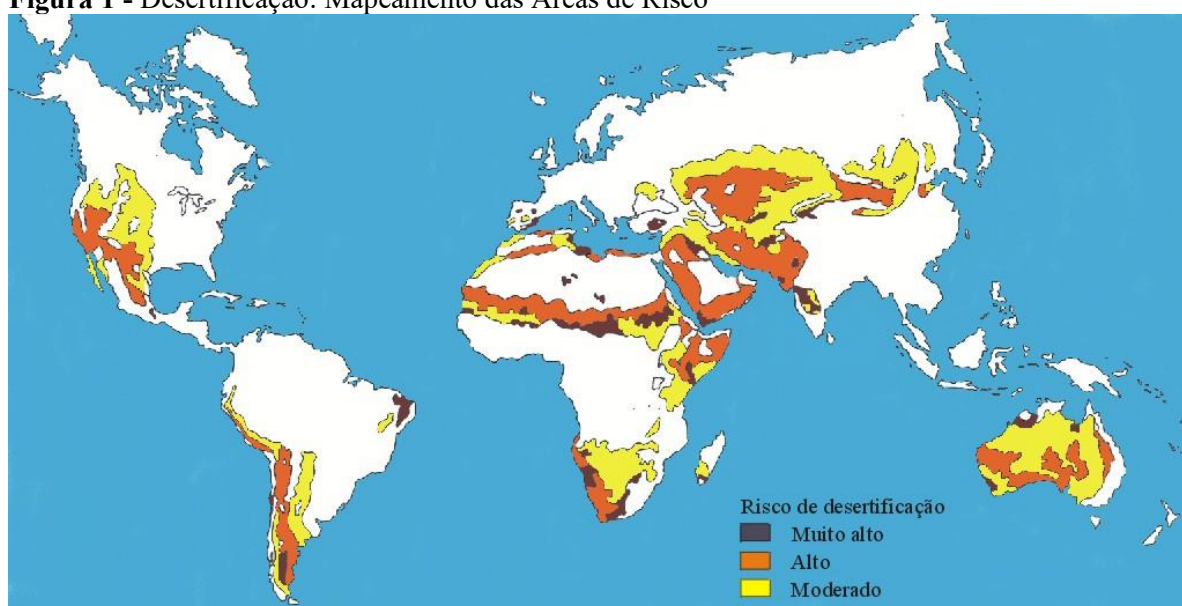
A Conferência de Estocolmo, realizada de 5 a 16 de junho de 1972, desempenhou um papel crucial na abordagem da questão da desertificação em escala global. Essa conferência marcou o primeiro momento significativo da discussão mundial sobre o tema, reunindo nações para tratar coletivamente dessa premente preocupação ambiental (Nascimento, 2017). A discussão sobre a desertificação teve início com a Conferência de Estocolmo e ganhou impulso com a conferência realizada em Nairóbi (Quênia), em 1977.

Os resultados e o impacto da Conferência de Estocolmo foram significativos na formação de políticas e ações ambientais globais. A conferência resultou na adoção da Declaração de Estocolmo, que delineou princípios e recomendações para a proteção ambiental. Também levou ao estabelecimento do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), com sede em Nairóbi, Quênia, que atua como a principal autoridade global em questões ambientais. Além disso, a conferência lançou as bases para futuras conferências

ambientais, como a Conferência Rio-92, que se baseou nas discussões e nos objetivos estabelecidos em Estocolmo (Nascimento, 2017).

O mapeamento das áreas de risco de desertificação (Figura 1) foi produzido como resultado da Conferência sobre Desertificação das Nações Unidas, realizada em 1977, a partir do evento na cidade de Nairóbi, Quênia. Foi elaborado um mapeamento mundial que retrata a localização das áreas com risco de desertificação, além do plano de ação global. Esses riscos foram categorizados como alto, muito alto e moderado. O Nordeste brasileiro está classificado no mapeamento abaixo como sendo de risco muito alto de desertificação.

Figura 1 - Desertificação: Mapeamento das Áreas de Risco



Elaboração: Conferência sobre Desertificação das Nações Unidas (1977) *apud* Suertegaray *et al.* (2001).

Na África, o Sahel africano é considerado um *hotspot* global de desertificação. Nascimento (2006) aponta que, durante o período compreendido entre 1967 e 1973, a região do Sahel foi afetada pelo ressecamento dos solos, após uma grave seca que resultou na perda de cerca de 200.000 vidas humanas e de milhões de animais. O maior problema do Sahel não foi a seca em si, mas sim a exploração dos recursos naturais para atender à demanda dos colonizadores e dos mercados europeus, os quais foram os principais responsáveis pela degradação ambiental dessa região.

Lima (2005) enfatiza que, diante da tragédia ocorrida em Sahel nos anos 1960 e 1970, foi estabelecido um programa mundial de combate à desertificação, reconhecendo-se o impacto econômico, social e ambiental que a seca havia proporcionado. Diante dessa situação, foi convocada a Conferência Internacional sobre o Meio Ambiente Humano, também conhecida como Conferência de Estocolmo, organizada em 1972 pela Organização das Nações Unidas

(ONU).

2.6.2 Desertificação ao redor do mundo: um problema que afeta todos os continentes

A pesquisadora Suertegaray (2017) relata que as áreas que mais suscitam preocupação a nível internacional em relação à desertificação são: o Sahel (África), os desertos da China, os desertos do Chile e o semiárido da bacia do Mediterrâneo. Ademais, Briassoulis (2019) e Nascimento (2021) acrescentam à discussão outros países que são afetados pela desertificação no mundo. De acordo com os autores, são: Portugal, China, Itália, África do Sul, Estados Unidos, Namíbia e Brasil. Em relação aos países da América Latina, os mais problemáticos são: Argentina, Bolívia, Brasil, Chile, Equador, México e Peru.

Prăvălie (2016) enfatiza, em seu estudo, que 46 dos 54 países do continente africano sejam vulneráveis à desertificação, estando alguns já afetados. De acordo com Ait Lamqadem *et al.* (2018), a situação na África apresenta graves desafios, incluindo questões de degradação do continente. Os autores afirmam que a desertificação afeta atualmente 46% da superfície do território africano.

Como é o caso da Argélia, localizada ao norte da África, extremamente sensível e fortemente afetada pela desertificação, especialmente em suas regiões áridas e semiáridas, principalmente devido a secas prolongadas e recorrentes, acompanhadas de forte pressão antrópica (sobrepastoreio pelo gado, expansão de áreas residenciais, desmatamento) (Alliouche; Kouba, 2023).

No nordeste da Argélia (província de Tebessa), a desertificação é extremamente severa devido à sua localização geográfica (embora a localização, por si só, não determine a severidade do processo, certas áreas são mais propensas ao processo de desertificação em razão de fatores naturais. Regiões com climas secos, como áreas áridas, semiáridas e subúmidas secas, são naturalmente mais suscetíveis à desertificação), às condições climáticas e ao uso insustentável da terra a longo prazo, ligado, por exemplo, à expansão da agricultura, ao sobrepastoreio, ao corte de madeira e ao uso indevido dos recursos hídricos (Mihi; Ghazela; Wissal, 2022).

No continente asiático, de uma área de 19,49 bilhões de hectares, estima-se que cerca de 10,75 bilhões de hectares sejam susceptíveis à desertificação (Sharma; Raj; Somawat, 2021). Prăvălie (2016) concluiu que a desertificação afeta, atualmente, 38 dos 48 países da Ásia.

Na China, a desertificação é um problema significativo, afetando principalmente as regiões do norte do país (Yang; Yang; Wang, 2023). Nas últimas décadas, a desertificação tornou-se uma preocupação crescente na China e uma fonte de desafios significativos para a

produtividade agrícola, já que apresenta impactos socioeconômicos muito expressivos para o país. Segundo Ren *et al.* (2023), aproximadamente 1,72 milhão de km² (ou 27,7% do território total) da China são amplamente afetados pela desertificação. No entanto, esforços estão sendo feitos para controlar e reverter a desertificação no país.

Geloogardi, Vali e Sharifi (2023) abordam que o Irã é um dos países mais vulneráveis à desertificação em todo o mundo, com mais de 75% de seu território coberto por áreas áridas e semiáridas.

A desertificação na Arábia Saudita é motivo de preocupação ambiental e socioeconômica, uma vez que tem impactos graves e problemáticos. Estudos realizados por Salih, Hassaballa e Ganawa (2021) apontam que as partes norte, nordeste e sul do oásis de Al-Ahsa são dominadas por uma desertificação “extrema”, enquanto a parte oeste e algumas áreas da parte sudeste são caracterizadas por uma desertificação “severa”. Uzun e Dengiz (2020), em suas pesquisas, apontaram que 32,1% das áreas da Turquia são classificadas como alta vulneráveis à desertificação.

Na Europa, a Agência Europeia do Ambiente (AEA) indicou que 14 milhões de hectares, ou seja, 8% do território da União Europeia — localizados na Bulgária, em Chipre, na Grécia, na Itália, na Romênia, na Espanha e em Portugal — apresentavam sensibilidade “muito elevada” e “elevada” à desertificação (*European Court of Auditors*, 2018).

2.6.3 Desertificação no Brasil: uma realidade vivenciada no semiárido nordestino

No Brasil, o engenheiro agrônomo e ecólogo João de Vasconcellos Sobrinho foi um dos pioneiros nos estudos sobre desertificação. No início da década de 1970, ele começou a desenvolver pesquisas alertando sobre a ocorrência do processo de desertificação na região Nordeste do Brasil. Desde então, vários outros estudiosos têm se dedicado ao tema no país, especialmente na região do Nordeste Brasileiro (Nascimento, 2017). Contudo, em anos anteriores, Vasconcellos Sobrinho já atuava e se dedicava ao tema, mas, à época, não foi bem recebido pela comunidade científica, por considerarem um exagero na interpretação de sinais ambientais e projeção de cenários futuros (Pimentel, 2022).

Ao abordar o tema da desertificação no Nordeste do Brasil, ganhou notoriedade nacional e internacional. Em consequência disso, foi indicado pelo governo brasileiro como seu principal representante na Conferência das Nações Unidas sobre Desertificação, realizada em 1977, em Nairóbi, Quênia (Pimentel, 2022). Sobrinho participou de diversas conferências e eventos internacionais sobre o tema, compartilhando suas pesquisas e experiências com outros

especialistas e governantes. Seu trabalho e atuação foram fundamentais para sensibilizar a sociedade e os tomadores de decisão quanto à importância de combater a desertificação e promover a recuperação de áreas afetadas.

Os efeitos dessa problemática são particularmente evidentes na região semiárida do Brasil, local onde o professor Vasconcellos Sobrinho atuou, sempre alertando para os problemas relacionados à desertificação. A região semiárida do Nordeste apresenta um quadro preocupante. De acordo com Barbosa Neto *et al.* (2020), mais de 65% da área do semiárido da região Nordeste do Brasil apresenta problemas relacionados ao processo de desertificação.

O pesquisador Vasconcellos Sobrinho foi responsável por formular a categoria “núcleos de desertificação”, identificando quatro áreas em processo de desertificação no Brasil, mais especificamente no então chamado “Polígono das Secas”, uma região que abrange diversos estados do Nordeste. São elas: Gilbués (PI), Seridó (RN/PB), Cabrobó (PE) e Irauçuba (CE). Estudos mais recentes apontam que existem seis núcleos no país, acrescentando, portanto, Inhamuns (CE) e Jaguaribe (CE) (Albuquerque; Silva; Silva, 2021).

Nascimento (2006) destaca que Ab'Saber (1977) foi um dos pioneiros no estudo e debate da problemática da desertificação no Brasil, contribuindo significativamente para a discussão dessa temática. De acordo com Suertegaray (2017), Ab'Saber (1977), ao tratar da desertificação, a qualifica como antrópica e afirma que não só as regiões áridas, mas, principalmente, as “faixas de transição entre regiões úmidas e as regiões secas do Nordeste sofrem mais processo de degradação ambiental e savanização, em sentido abrangente, do que a própria área nuclear das resistentes Caatingas — ecologicamente resistentes Caatingas”.

Ab'Saber (1977) define como “processos parciais de desertificação, todos aqueles fatos pontuais ou areolares, suficientemente radicais a criar degradações irreversíveis da paisagem e dos equilíbrios ecológicos naturais”.

De acordo com Suertegaray (2017), há diversos trabalhos, tanto em âmbito local quanto regional, construídos e publicados por pesquisadores que atuam no Nordeste ou em outras regiões do país, que estudam ou estudaram o processo de desertificação nessas áreas, a destacar Conti (1989), EMBRAPA (1994), Matallo Junior (2001), Nascimento (2006), Rodrigues (1986), Vasconcellos Sobrinho (1978), entre outros.

No estado de Pernambuco, foi sancionada, em 17 de junho de 2010, a Lei Estadual nº 14.091, que tem por finalidade instituir a Política de Combate à Desertificação e Mitigação da Seca em Pernambuco. Essa lei foi apresentada pelo então governador Eduardo Campos em março do mesmo ano (Farias; Vieira, 2019). De acordo com Farias e Vieira (2019), a implementação foi de grande importância e garantiu benefícios às populações locais afetadas,

além de investimentos na implementação de projetos e incentivos à pesquisa.

Lucena, Nóbrega e Wanderley (2017) indicam que a região semiárida do estado de Pernambuco apresenta um quadro climático caracterizado por regime pluvial irregular, com chuvas mal distribuídas no tempo e no espaço, concentradas no período de verão. Somam-se a esses fatores as altas taxas de evapotranspiração e o manejo inadequado dos solos.

Quanto ao manejo dos solos, as consequências centram-se em duas variáveis de degradação: a salinização e a perda de solos por erosão (Santos; Galvêncio, 2013). Toma-se como exemplo o Núcleo de Desertificação de Cabrobó (NDC), formado por cinco municípios, de acordo com o Ministério do Meio Ambiente: Belém do São Francisco, Cabrobó, Carnaubeira da Penha, Floresta e Itacuruba. Esse núcleo, nos últimos anos, vem apresentando abandono de terras devido às consequências do processo de desertificação e, consequentemente, impactos sociais e nos sistemas físico-naturais (Silva; Silva, 2015).

No oeste do estado de Pernambuco, onde está localizada a bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE), a situação não é diferente. Santos e Santos (2019), ao desenvolverem estudos no Projeto de Irrigação N11, em Petrolina (PE), em áreas localizadas próximas à bacia, concluíram que, se os ritmos de degradação forem mantidos, a tendência é aumentar a susceptibilidade à desertificação.

Miranda *et al.* (2018), ao analisarem o desmatamento por meio de técnicas de fragmentação da paisagem na bacia hidrográfica do Riacho Pontal, no período de 1975 a 2013, registraram que o desmatamento foi muito agressivo, apresentando uma perda de 30% da cobertura vegetal no período de 38 anos. Os autores relatam que a aptidão da terra para a agricultura foi a principal causa do desmatamento na área de estudo.

O estudo de Santos e Santos (2021), sobre a susceptibilidade à perda de solos nos municípios de Dormentes, Afrânio, Petrolina, Santa Maria da Boa Vista e Lagoa Grande, localizados no semiárido do estado de Pernambuco, no período de 1973 a 2015, constatou que houve mudanças significativas nas dinâmicas de uso e cobertura das terras na região consideradas ao longo dos anos, como a diminuição da vegetação da Caatinga Fechada/Densa, o aumento da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa, a expansão de áreas com solos expostos e o crescimento da atividade agrícola irrigada, conforme a Tabela 2. Consequentemente, ampliou-se, nesse período de estudo, a exposição dos solos à erosão.

Tabela 2 - Evolução da dinâmica de uso e cobertura das terras em municípios do oeste do estado de Pernambuco entre os anos de 1973 e 2015

Classes de uso e cobertura	Área em (%) para o ano de 1973	Área em (%) para o ano de 1996	Área em (%) para o ano de 2015
Caatinga Fechada/Densa	92,0	58,0	46,3

Caatinga Aberta/Esparsa	5,0	26,0	22,4
Solo exposto	2,6	7,1	13,2
Agricultura Irrigada	0,4	8,9	18,0

Elaboração: adaptado de Santos e Santos (2021).

Ao longo dos 42 anos de estudo (Tabela 2), Santos e Santos (2021) demonstraram que houve influência do desmatamento no processo de suscetibilidade à erosão, processo esse incentivado pelo crescimento das áreas de Agricultura Irrigada, possivelmente impulsionado pelo desenvolvimento tecnológico e pelos investimentos na área. Nos locais onde a Agricultura Irrigada não está presente, o principal fator relacionado ao desmatamento é a redução da vegetação da Caatinga para o plantio de pastos destinados à ovinocultura e à caprinocultura. Acrescenta-se, ainda, a retirada da vegetação para a produção de lenha e carvão vegetal.

Santos e Santos (2021) apontam que os municípios de Afrânio e Dormentes apresentam comprometimento superior a 50% de suas terras quanto à suscetibilidade à desertificação, devido ao grau de risco de perda de solos. Nas áreas de Agricultura Irrigada (sul e sudeste de Petrolina, sul de Lagoa Grande e sul e nordeste de Santa Maria da Boa Vista), o risco de desertificação, considerando apenas a suscetibilidade à erosão dos solos, ampliou-se ao decorrer de quatro décadas (Santos; Santos, 2021).

Apesar disso, Ferreira *et al.* (2017), em estudo realizado na mesma área, indicam que, no geral, a bacia do Riacho Pontal (PE) apresentou baixa suscetibilidade à desertificação, sendo a retirada da cobertura vegetal a principal responsável pelo surgimento de áreas de maior risco.

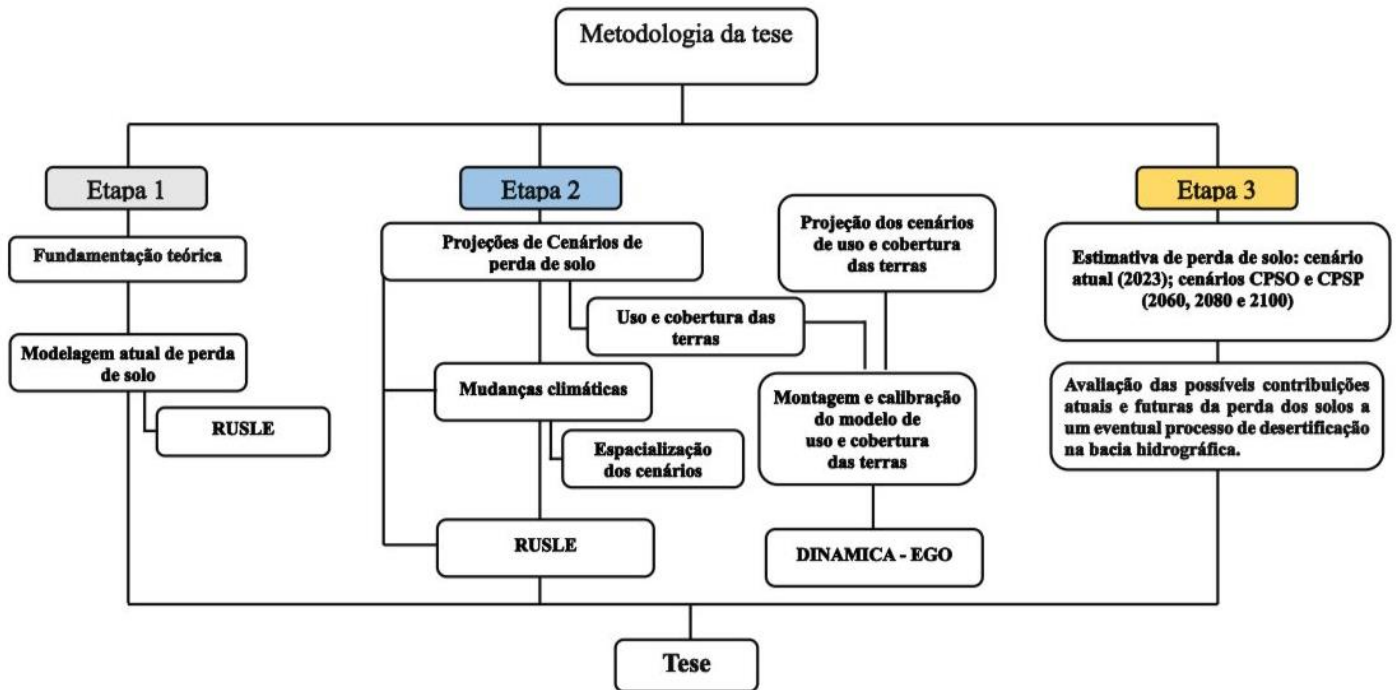
A baixa declividade, a cobertura vegetal preservada e os solos resistentes influenciaram diretamente na configuração de uma suscetibilidade baixa. Ferreira *et al.* (2017) apontam que a segunda classe de suscetibilidade predominante na área de estudo foi a classe média, concentrada na porção mais alta da bacia, local onde se encontram os perímetros irrigados, a concentração de desmatamento e um intenso processo erosivo.

Concluída a primeira seção, na qual foi apresentado o estado da arte, abordando temas centrais como a relação entre os princípios da Teoria Geral dos Sistemas e sua aplicação aos estudos sobre perda de solos, projeção de cenários e modelagem ambiental em bacias hidrográficas, além da temática da desertificação, a seção a seguir apresenta a metodologia da tese. Inicia-se com a caracterização da área de estudo, seguida do detalhamento das técnicas e ferramentas empregadas, descrevendo os procedimentos adotados para alcançar os objetivos propostos e responder à problemática da pesquisa.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Os aspectos gerais da localização da área de estudo, as características do seu meio físico e os procedimentos operacionais utilizados na pesquisa serão discutidos nesta seção. A metodologia da tese consistiu em três etapas (Figura 2), as quais serão detalhadas nos itens a seguir.

Figura 2 - Mapa conceitual das etapas de desenvolvimento da pesquisa



Elaboração: Próprio autor (2023).

3.1 Definição do recorte espacial da pesquisa/caracterização da área em estudo

O recorte espacial utilizado para a realização da presente pesquisa é a bacia hidrográfica do Riacho Pontal (Figura 3), que cobre totalmente o município de Afrânio e parte dos municípios de Petrolina, Dormentes e Lagoa Grande. A bacia hidrográfica está localizada no extremo oeste do estado de Pernambuco, com as principais nascentes localizadas entre os limites com os estados do Piauí e da Bahia, e possui uma área de 6.015,33 km² (APAC, 2021), equivalente a 6,12% da área total do estado de Pernambuco.

Figura 3 - Localização da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)



Elaboração: Próprio autor (2023).

Tem seu curso natural como tributário do rio São Francisco, na sua margem esquerda. O curso principal da bacia tem um comprimento de aproximadamente 200 km e, segundo a classificação de Strahler (1952), é um rio de ordem cinco (APAC, 2021). Conforme Lima e Sousa (2017), o Riacho Pontal tem como principais afluentes, pela margem direita, os riachos Caieira, Sítio Novo, Terra Nova e Simão. Pela margem esquerda, destacam-se os riachos do Caboclo, Caldeirão, do Dormente, Baixo, do Areia e da Serra Branca, todos intermitentes.

O clima atuante na área de estudo é o tropical semiárido, seco e quente (BSwh'), de acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger, com um período chuvoso concentrado em quatro meses, entre dezembro e março, com distribuição irregular e precipitação pluviométrica média anual de 557,7 mm (Lopes *et al.*, 2019).

Na região, a escassez de água é uma realidade enfrentada pelas comunidades locais, especialmente em localidades onde os rios são intermitentes. Essa dinâmica hídrica desafiadora resulta na dependência de carros-pipa para o abastecimento de água, uma solução que, embora temporária, é vital para a sobrevivência das populações. A água é coletada em canais de irrigação do Pontal Sul e no rio São Francisco, sendo transportada para atender às necessidades das comunidades, que enfrentam dificuldades em garantir esse recurso essencial ao dia a dia. A luta por acesso à água é uma questão crucial, que destaca a importância de ações sustentáveis e de planejamento hídrico na região (Figura 4).

Figura 4 - Canais de transporte de água para os projetos irrigados na bacia hidrográfica do Riacho Pontal: Canal de transporte de água suspenso/Aéreo (A); Canal de transporte de água terrestre (B) e Captação de água para distribuição em comunidades distantes das áreas irrigadas (C)



B



C



Elaboração: Próprio autor (2024).

3.2 Aspectos físicos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)

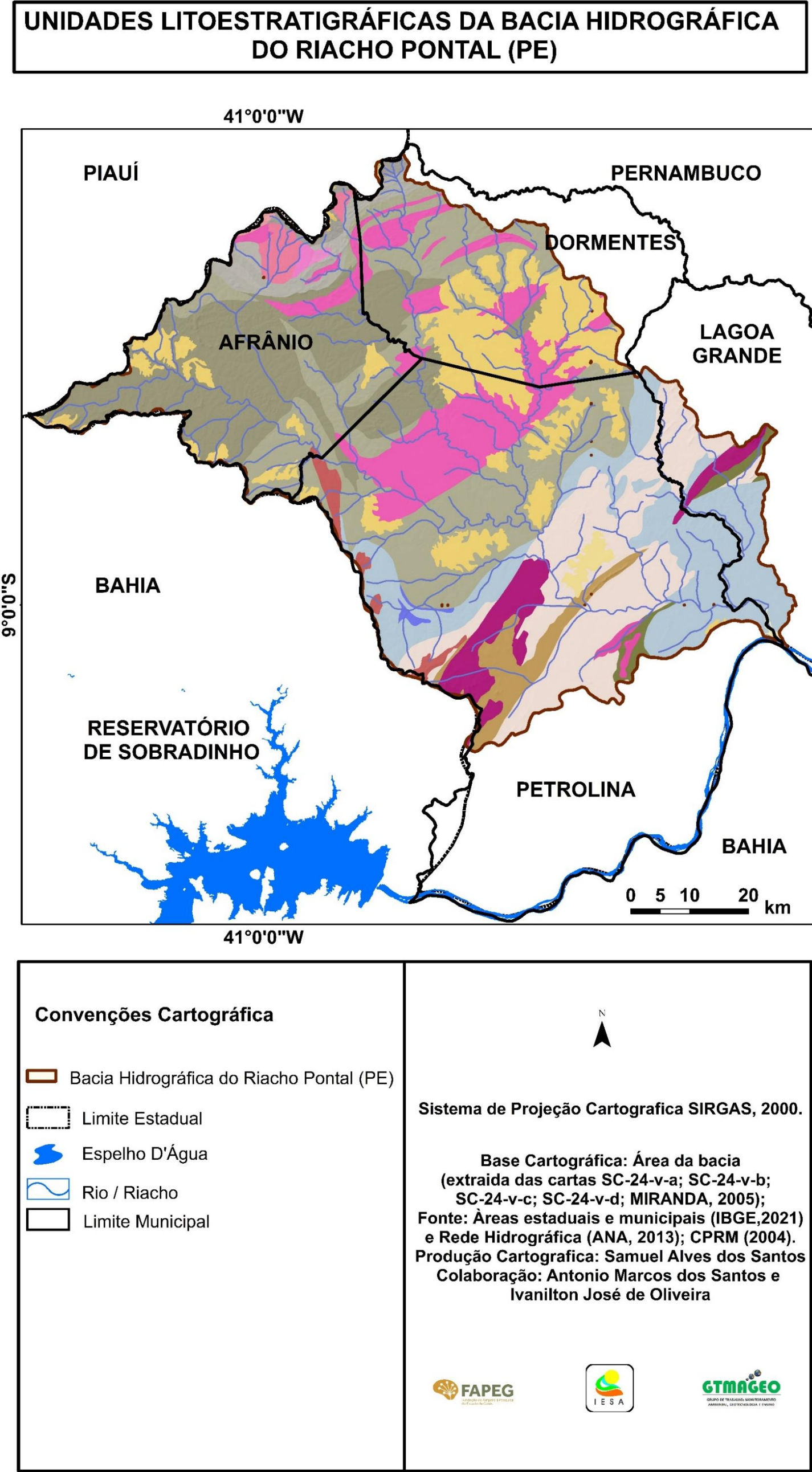
3.2.1 Contexto Geológico

A bacia hidrográfica do Riacho Pontal está localizada na Província Borborema, entre o Cráton São Francisco e a Zona de Cisalhamento Pernambuco. A área de estudo é composta por um amplo conjunto de rochas magmáticas, marcadas por intensa deformação e metamorfismo (Perpétuo *et al.*, 2016), somadas a uma diversidade de rochas ígneas, metamórficas e sedimentares (Figura 5).

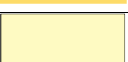
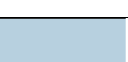
O Grupo Mandacaru – Unidade 1 e Unidade 2 – é composto por rochas do tipo micaxisto e metagrauvaca feldspática, características provenientes de um ambiente marinho turbidítico profundo, tipo *flysch*. O Grupo Barra Bonita – Unidade 1 – é constituído principalmente por filito, mármore, mica xisto, muscovita quartzito. Já o Grupo Sobradinho–Remanso apresenta um contexto litológico composto por migmatitos e ortogneisses granodiorítico.

Os depósitos colúvio-eluviais são compostos por areia, argila e cascalho. Brito Neves *et al.* (2015) apontam que o Riacho Pontal corre numa faixa de depósitos fluviais arenosos, em meio a litologias do Pré-Cambriano, conforme a seguinte descrição: no leito do rio, Cenozóico–Quaternário; nas margens direita e esquerda do riacho, Pré-Cambriano Médio. O Grupo Rajada é composto por litologias do tipo metagranodiorito, metamonzogranito, metamonzonito, metassienogranito e metatonalito.

Figura 5 – Unidades litoestratigráficas da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)



Elaboração: Próprio autor (2024).

LEGENDA					
Unidade Litoestratigráfica		Litologia	Unidade Litoestratigráfica		Litologia
Cenozóico			Mesoproterozóico		
	Dois Irmãos	Arenito		Complexo Monte Orebe - Unidade 1	Metabasalto, Metamáfica
	Coberturas detrito-lateríticas ferruginosas	Aglomerado, Areia, Argila, Laterita		Complexo Monte Orebe - Unidade 2	Filito, Mica xisto, Metagrauvaca, Metarritmito, Metassiltito
	Depósitos colúvio-eluviais	Areia, Argila, Cascalho		Complexo Monte Orebe - Unidade 3	Xisto aluminoso
	Depósitos aluvionares	Areia		Granitóide Remanso - Sobradinho	Metagranito, Metagranodiorito, Augengnaisse
Neoproterozóico				Granitos da região de Itamotinga	Metagranito
	Plúton Caboclo Norte	Metassienogranito, Ortognaisse granodiorítico		Granito da região de Casa Nova	Metamonzogranito
	Rajada	Metagranodiorito, Metamonzogranito, Metamonzonito, Metassienogranito, Metatonalito		Granitóides da região de Petrolina	Sienogranito, Granito alcalino
	Plúton Caboclo	Sienogranito, Quartzo álcali-feldspato sienito		Morro do Estreito - migmatito	Mármore, Migmatito, Muscovita quartzito, Metadiorito, Ortognaisse granodiorítico
	Plúton Nova Olinda	Sienogranito, Quartzo álcali-feldspato sienito	Neoarqueano		
	Granitóides indiscriminados	Biotita granito, Tonalito, Sienogranito, Granito pórfiro, Granodiorito, Quartzo monzonito, Quartzo diorito, Monzogranito, Metagranito		Sobradinho	Filito, Formação ferrífera bandada, Rocha metavulcânica máfica, Rocha metavulcânica félsica, Metavulcânica ultramáfica
	Barra Bonita - Unidade 1	Filito, Mármore, Mica xisto, Muscovita quartzito	Mesoarqueano		
	Barra Bonita, calcário	Mármore		Serrote da Batateira	Formação ferrífera bandada, Gnaisse aluminoso, Rocha calcissilicática, Mica xisto, Metamáfica, Rocha metaultramáfica
	Mandacaru - Unidade 1	Mica xisto	Paleoarqueano		
	Mandacaru - Unidade 2	Metagrauvaca feldspática		Sobradinho - Remanso	Migmatito, Ortognaisse granodiorítico

Elaboração: Próprio autor (2024).

O Grupo Complexo Monte Orebe foi interpretado como proveniente de uma sedimentação em ambiente marinho profundo, sendo constituído por metabasalto, metamáfica, filito, mica xisto, metagrauvaca, metarritmito, metassiltito e xisto aluminoso. O Complexo Monte Orebe é, então, entendido como parte da crosta oceânica que teria se constituído durante o evento extensional da Faixa Riacho Pontal e sido posteriormente obductado (Caxito *et al.*, 2013).

Segundo Beltrão *et al.* (2005), os municípios que compõem a bacia do Riacho Pontal estão inseridos no Domínio Hidrogeológico Intersticial e no Domínio Hidrogeológico Fissural. O Domínio Intersticial é composto por rochas sedimentares dos depósitos aluvionares (em Petrolina e Lagoa Grande), depósitos colúvio-eluviais (em todos os municípios), depósitos detriticos e/ou lateríticos (em Petrolina) e da Formação Dois Irmãos (em Dormentes e Afrânio).

O Domínio Fissural é formado por rochas do embasamento cristalino, apresentando algumas variações nos municípios que englobam a bacia em estudo. Nesse contexto, o referido domínio é subdividido em pequenas regiões compostas por: rochas metamórficas constituídas pela Formação Barra Bonita (em Petrolina e Lagoa Grande); Formação Mandacaru (em Petrolina e Dormentes); Complexo Sobradinho-Remanso (em Petrolina e Lagoa Grande); Suíte Rajada (em Dormentes); Supersuíte Monte Orebe (em Afrânio e Dormentes); Grupo Casa Nova (em Afrânio); Complexo Morro do Estreito (em Afrânio); subdomínio de rochas ígneas dos granitóides (em Afrânio e Petrolina); Suíte Intrusiva Rajada (em Afrânio, Lagoa Grande e Petrolina) e Suíte Caboclo (em Afrânio e Dormentes) (Beltrão *et al.*, 2005).

3.2.2 Contexto Geomorfológico

A área da bacia hidrográfica do Riacho Pontal está inserida na unidade geoambiental da Depressão Sertaneja, a qual é representada por vertentes dissecadas, geralmente relacionadas à teoria da *etchplanação*, conforme proposta desenvolvida por Büdel (1957). Na área em estudo, observa-se a presença de superfícies aplainadas, com ocorrência de relevos residuais, a exemplo de maciços, cristas e morros, os quais confirmam os ciclos denudacionais que moldam o relevo do semiárido nordestino (Sousa; Cavalcanti; França, 2018).

A unidade geoambiental mencionada no parágrafo anterior apresenta características relacionadas às rochas cristalinas e sedimentares presentes na bacia hidrográfica em estudo. É importante ressaltar que as depressões são superfícies rebaixadas e aplainadas, formadas por meio dos processos de denudação e circundenudação durante os períodos Terciário e

Quaternário. São resultado da oscilação entre fases erosivas em climas secos e úmidos. Essa unidade morfoestrutural representa áreas de erosão que variam desde colinas baixas até relevos de topos planos ou levemente convexos (Silva, 2016).

A área da bacia, composta pela unidade geomorfológica Depressão Sertaneja Meridional, ocupa 71,51% do total e está presente nas porções central, nordeste, leste, sudeste (incluindo toda a área da bacia situada no município de Lagoa Grande), sul e sudoeste (Figura 6). Já a unidade geomorfológica conhecida como Depressão do Alto-Médio Rio São Francisco corresponde a 2,92% da área total da bacia e está localizada na porção sudoeste.

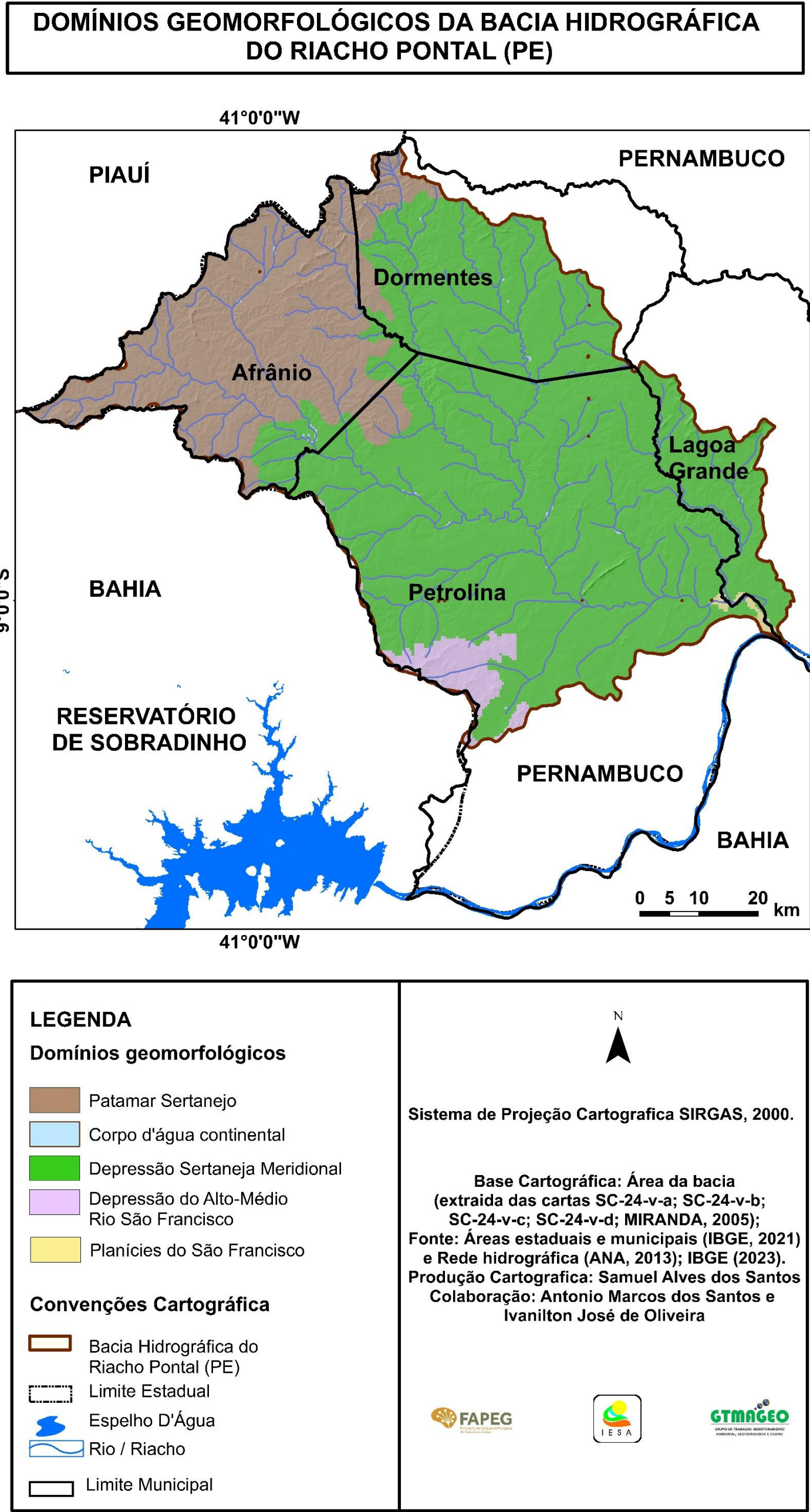
Observa-se, no relevo da área em estudo, a presença de vales escavados por rios outrora perenes e atualmente intermitentes. Convém destacar que predomina, nas áreas dos municípios pertencentes à bacia hidrográfica em questão, um relevo que varia de plano a suave ondulado, com vales abertos e com a presença de algumas elevações residuais na forma de *inselbergs* (Cunha *et al.*, 2010).

É comum, na região, a presença de *inselbergs* de pequeno porte altimétrico, bem como de elevações residuais, cristas e/ou outeiros que pontuam a linha do horizonte (Cunha *et al.*, 2010). Esses *inselbergs* ocorrem em áreas com variações litológicas no contexto geológico regional e são formados por rochas mais resistentes ao intemperismo químico, concentradas em porções menos fraturadas e/ou mineralogicamente mais resistentes dos corpos rochosos (Corrêa *et al.*, 2010).

Os Patamares Sertanejos ocupam uma área de 25,08% e estão localizados na porção noroeste da bacia. São denominados Alinhamentos Serranos da Depressão Sertaneja (CPRM, 2010) e correspondem a uma unidade que configura o divisor topográfico entre as partes dos municípios de Afrânio e Dormentes. A unidade geoambiental em questão faz divisa entre os estados do Piauí, Bahia e Pernambuco. Dessa forma, o relevo serrano encontrado na área em estudo compreende um diversificado conjunto de padrões de relevo, com predomínio de colinas dissecadas, pequenas cristas e esparsas superfícies planálticas recobertas por coberturas detrítico-lateríticas, delimitadas por curtos rebordos erosivos.

A unidade geomorfológica com menor área da bacia em estudo é ocupada pelas Planícies do São Francisco, representando 0,331% da área total. Segundo o Radambrasil (1970), na área estudada encontram-se depósitos sedimentares na Planície do Rio São Francisco, com várzeas e terraços fluviais, remanescentes das raízes de dobramentos nos baixos planaltos sertanejos, sendo estes patamares periféricos à Chapada do Araripe e remanescentes do escudo exposto nas depressões interplanálticas do pediplano sertanejo.

Figura 6–Domínios geomorfológicos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)



3.2.3 Contexto Pedológico

Na bacia hidrográfica em estudo, observa-se a presença de 10 classes de solos, de acordo com o Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco (ZAPE), desenvolvido por Silva *et al.* (2001), sendo elas: Argissolo Amarelo, Argissolo Vermelho-Amarelo, Cambissolo Háplico, Latossolo Amarelo, Luvisolo Crômico, Neossolo Flúvico, Neossolo Litólico, Neossolo Regolítico, Planossolo Nátrico e Vertissolo Háplico.

Os Argissolos, subdivididos em Amarelo e Vermelho-Amarelo, predominam na área de estudo, ocupando 82,41% da bacia, sendo 50,55% preenchidos pelos Argissolos Amarelos e 31,86% da área com presença do Argissolo Vermelho-Amarelo (Tabela 3).

Tabela 3 – Distribuição das classes de solos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)

Classes de solo	Área (km ²)	%
Argissolo Amarelo	3.040,98	50,55
Argissolo Vermelho-Amarelo	1.916,82	31,86
Cambissolo Háplico	123,15	2,04
Latossolo Amarelo	296,48	4,92
Luvisolo Crômico	6,08	0,10
Neossolo Flúvico	107,71	1,79
Neossolo Litólico	198,66	3,30
Neossolo Regolítico	69,96	1,16
Planossolo Nátrico	248,92	4,13
Vertissolo Háplico	7,01	0,11

Elaboração: Próprio autor (2023).

Cunha *et al.* (2008, p. 14) ressaltam que, no “Submédio do Vale do São Francisco, os Argissolos podem ser rasos ou pouco profundos”. No entendimento de Cunha *et al.* (2008, p.14), “o gradiente de textura denota diferentes classes de drenagem interna, fazendo com que estes solos sejam susceptíveis à erosão hídrica”, dessa maneira, é a presença do horizonte Bt que irá promover essa transição abrupta.

Os Latossolos Amarelos ocupam 4,92% da área de estudo (Tabela 3). Estão concentrados, em maior quantidade, nas áreas irrigadas do Projeto Pontal Sul, localizados na porção sudeste da bacia. Também se encontram entre os limites dos municípios de Petrolina, Lagoa Grande e Dormentes, na porção nordeste. Em relação às porções norte e noroeste, os Latossolos Amarelos aparecem em pequenas áreas concentradas, próximas aos divisores de água da bacia (Figura 7). Para Marques *et al.* (2014, p. 3), o Latossolo é um solo “bem desenvolvido, profundo e bem drenado, com horizonte B latossólico”. Segundo Cunha *et al.* (2008), essa classe de solo apresenta bom potencial para a Agricultura Irrigada e, geralmente, ocorre sobre relevo pouco movimentado (plano ou suavemente ondulado).

Figura 7—Classes de solos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)



Elaboração: Próprio autor (2023).

Outra classe de solo presente na bacia hidrográfica é o Planossolo Nátrico, o qual ocupam 4,13% da área de estudo (Tabela 3), estão concentrados na porção Leste da bacia (Figura 7). De acordo com Cunha *et al.* (2008, p. 33), os Planossolos, em função da “diferença de textura entre os horizontes superficial e subsuperficial, são altamente susceptíveis à erosão”. Cunha *et al.* (2010, p. 66) enfatizam que a “presença de horizonte B textural de muito baixa permeabilidade e a mudança textural abrupta são os principais condicionantes de sua elevada erodibilidade”. No caso dos Planossolos é um B textural plânico, ou B plânico, devido a elevada saturação por sódio que promove a dispersão das argilas. Segundo Marques *et al.* (2014), são solos com ocorrência dominante em relevo pouco movimentado e plano.

São solos com sérias limitações físicas. Além da alta susceptibilidade à erosão, apresentam elevado risco de salinização e solonização (Marques *et al.*, 2014). É enfatizado por Marques *et al.* (2014) que essa classe de solo caracteriza-se por imperfeitamente a mal drenado e por apresentar cores pálidas.

Os Neossolos Litólicos ocupam 3,30% da área em estudo (Tabela 3). Estão distribuídos por todos os municípios que compõem a bacia, concentram-se nas bordas dos divisores topográficos. Os Neossolos Litólicos estão em maior quantidade no município de Afrânio (PE). A Serra do Areal, localizada no município de Petrolina, é composta por essa classe de solo, uma vez que são comuns nos relevos mais acidentados (Figura 7).

Os Neossolos Litólicos são solos jovens, rasos e que não ultrapassam 50 cm de profundidade (Cunha *et al.*, 2008). Cunha *et al.* (2010) informam que essa classe de solo distribui-se por toda a região semiárida, especialmente nas áreas mais acidentadas, onde são encontrados afloramentos rochosos.

Marques *et al.* (2014) enfatizam que os Neossolos Litólicos apresentam diversas limitações quando se trata do uso agrícola e não agrícola. Dentre essas limitações, os autores destacam a pequena profundidade efetiva, a reduzida capacidade de armazenamento de água, além da pedregosidade e da rochosidade generalizada.

Outra classe de solo encontrada na bacia são os Neossolos Regolíticos, que ocupam 1,16% da área (Tabela 3). Diferentemente dos Neossolos Litólicos, os Regolíticos ocorrem em paisagens de relevo pouco movimentado. Na bacia em estudo, estão localizados em maior quantidade na porção norte (Dormentes), na porção noroeste, próximo ao distrito de Caboclo, no município de Afrânio, e nas proximidades do distrito de Cristália, no município de Petrolina (Figura 7).

Os Neossolos Regolíticos são solos típicos encontrados no ambiente semiárido

brasileiro, uma vez que são pouco desenvolvidos, sem horizonte B diagnóstico, apresentando uma sequência de horizontes do tipo A – C – R ou A – C (Marques *et al.*, 2014).

Cerca de 1,79% da área total da bacia é ocupada pela classe dos Neossolos Flúvicos (Tabela 3), os quais, na região semiárida, são comumente encontrados em relevo plano. Na bacia, esses solos estão distribuídos ao longo da rede hidrográfica, acompanhando os cursos d'água situados ao norte, noroeste, oeste, sudoeste, sul e leste da área de estudo (Figura 7).

Segundo Marques *et al.* (2014), os Neossolos Flúvicos são solos profundos e pouco desenvolvidos, derivados de sedimentos fluviais, não apresentando horizonte B diagnóstico. Apresentam uma sequência de horizontes do tipo: A – 2C1 – 3C2 – 4C3 – 5C4. De acordo com Cunha *et al.* (2008), essa classe de solo distribui-se às margens de rios e riachos.

Os Cambissolos (Tabela 3) representam 2,04% da área de estudo. Concentram-se, em maior quantidade, na porção noroeste, sendo também encontrados nas porções norte e sudoeste da bacia (Figura 7).

Os Cambissolos são solos que variam de fortemente a imperfeitamente drenados, rasos a profundos, constituídos por material mineral pouco desenvolvido, com presença de horizonte B incipiente (Bi). Essa classe de solo apresenta a seguinte sequência de horizontes: A (ou hístico), Bi e C, com ou sem R (Cunha *et al.*, 2008; Cunha *et al.*, 2010; Marques *et al.*, 2014). Cunha *et al.* (2010) esclarecem, com propriedade, que os Cambissolos Háplicos ocorrem em relevos diversos e são oriundos dos mais diversificados tipos de materiais de origem.

Os Luvisolos ocupam cerca de 0,10% da área de estudo (Tabela 3). Essa classe de solo é encontrada somente nos municípios de Lagoa Grande e próximo a Lagoa de Fora, distrito do município de Dormentes (Figura 7).

Os Luvisolos são rasos a pouco profundos, típicos do ambiente semiárido. Além disso, deve-se considerar que esses solos são ricos em bases e possuem argila de atividade alta (2:1). Ainda no que se refere às características desses solos, é possível notar uma diferenciação nítida entre os horizontes A e Bt, em função da cor, textura e estrutura (Marques *et al.*, 2014). Segundo os mesmos autores, é importante destacar que os Luvisolos apresentam a seguinte sequência de horizontes: A – E – Bt – C – R ou A – Bt – C – R.

Os Vertissolos Háplicos (Tabela 3) ocupam cerca de 0,11% da área da bacia hidrográfica estudada. Estão distribuídos em pequenas proporções por todos os municípios da bacia, com exceção do município de Lagoa Grande (Figura 7).

Cunha *et al.* (2010) informam sobre as características dos Vertissolos, afirmando que são solos rasos a profundos. Além disso, os autores ressaltam que essa classe de solos apresenta

características de moderada a imperfeitamente drenada, permeabilidade lenta ou muito lenta, baixa condutividade hidráulica e horizonte superficial pouco desenvolvido, com presença obrigatória do horizonte vértico e baixos teores de matéria orgânica.

De posse de todas essas informações, Marques *et al.* (2014) apresentam duas outras características marcantes dos Vertissolos: apresentação de feições marcantes como superfícies de fricção (*slickensides*) e abertura de fendas no período seco. Em relação a esse assunto, os referidos autores destacam as seguintes limitações: elevada plasticidade e pegajosidade, risco de salinização e solonização, consistência de dura a extremamente dura, dificuldade de manejo do solo com o uso de máquinas, entre outras.

3.3 Aspectos socioeconômicos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2022), dentre os municípios do interior do estado de Pernambuco inseridos na área de estudo, Petrolina (PE), com 386.791 habitantes, apresenta a maior população, enquanto o município de Dormentes, com 17.188 habitantes, possui o menor quantitativo populacional (Tabela 4).

No Censo de 2022, Petrolina superou Caruaru e Olinda, tornando-se a terceira maior cidade de Pernambuco. O maior contingente populacional de Petrolina está relacionado à proximidade com o rio São Francisco, que atrai muitos moradores de regiões mais secas em busca de trabalho nas áreas irrigadas (Queiroz *et al.*, 2020). Outro fator que influencia o crescimento populacional são as vias de acesso ao município e o aeroporto Nilo Coelho. Além disso, Petrolina apresenta uma infraestrutura mais desenvolvida do que a das demais cidades da região.

Tabela 4 - Dados de população, IDHM e o PIB per capita dos municípios da área de estudo

Municípios	População	Economia	
	Censo 2022	Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) 2010	PIB per capita 2021
Afrânio (PE)	18.674	0,588	R\$ 10.500,70
Dormentes (PE)	17.188	0,589	R\$ 12.783,05
Lagoa Grande (PE)	24.088	0,597	R\$ 17.510,30
Petrolina (PE)	386.791	0,697	R\$ 22.244,46

Elaboração: Adaptada de IBGE (2022).

Em relação à economia dos municípios descritos na Tabela 4, o único que apresenta o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) classificado como médio é Petrolina (PE), que, em 2010, registrou o valor de 0,697. Os demais municípios apresentaram IDHM

baixo. Os valores do IDHM variam de 0 a 1, sendo que, quanto mais próximo de 1, maior o desenvolvimento humano do município. As classificações são: IDHM muito baixo (até 0,499); IDHM baixo (de 0,500 a 0,599); IDHM médio (de 0,600 a 0,699); IDHM alto (de 0,700 a 0,799); e IDHM muito alto (de 0,800 a 1,000) (PNUD; IPEA; FJP, 2013).

Conforme a Tabela 4, Petrolina (PE) aparece em primeiro lugar no ranking do PIB per capita no ano de 2021, enquanto o município de Afrânio apresenta o menor PIB per capita, sendo, portanto, a menor economia entre os analisados.

Quanto à estrutura econômica local, de acordo com os dados do IBGE (2021), descritos na Tabela 5, e com base em Oliveira e Lima (2021), o setor primário (agropecuária irrigada) se destaca em dois municípios da área de estudo — Petrolina (PE) e Lagoa Grande (PE) — sendo que a fruticultura irrigada representa uma importante fonte de renda para os agricultores da região. Isso se deve ao fato de a área apresentar condições estruturais, econômicas, sociais e edafoclimáticas favoráveis à produção de frutas. Além disso, outro elemento importante é a facilidade de comercialização das frutas, proporcionada pela presença do aeroporto de Petrolina e pelas vias terrestres que facilitam o fluxo das mercadorias tanto para o mercado interno quanto para o exterior.

Tabela 5 - Produto Interno Bruto (PIB) dos municípios da bacia hidrográfica do Riacho Pontal de acordo com os dados do IBGE 2021

Variável	Municípios			
	Afrânio	Dormentes	Lagoa Grande	Petrolina
Agropecuária	17.293,246	17.770,636	153.714,846	835.938,419
Indústria	7.425,543	8.869,816	32.672,174	916.340,284
Serviços	71.102,287	89.965,187	109.354,535	3.494.358,884

Elaboração: Adaptada de IBGE (2021).

Segundo Lima e Sousa (2017), a área de estudo está inserida na Região Integrada de Desenvolvimento Econômico (RIDE) de Petrolina-Juazeiro, e os principais produtos agrícolas cultivados são: coco-da-baía (*Cocos nucifera* L.), cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.), manga (*Mangifera indica* L.), uva (*Vitis vinifera* L.), banana (*Musa spp.*), cebola (*Allium cepa* L.), melancia (*Citrullus lanatus* L.), goiaba (*Psidium guajava* L.), maracujá (*Passiflora edulis* Sims), mandioca (*Manihot esculenta* Crantz), melão (*Cucumis melo* L.), tomate (*Solanum lycopersicum* L.) e mamão (*Carica papaya* L.).

A produção de manga, uva e vinhos finos é voltada, em sua grande maioria, para a

exportação. Dessa forma, Oliveira e Lima (2021) enfatizam que a região do Vale Submédio do São Francisco exportou cerca de 260 mil toneladas de uva e manga no ano de 2019, o que gerou uma receita de aproximadamente 315 milhões de dólares para a região.

Quanto à espacialização das áreas irrigadas na bacia em estudo, atualmente existem três núcleos de irrigação: o Projeto de Irrigação de Bebedouro, o Perímetro Irrigado Pontal Sul e o Distrito de Irrigação Senador Nilo Coelho (DINC), localizado no município de Petrolina. O Projeto de Irrigação Senador Nilo Coelho é composto por 12 povoados, denominados N1, N2, N3, N4, N5, N6, N7, N8, N9, N10, N11 e N12, além de três centros: C1, C2 e C3.

Os municípios de Afrânio e Dormentes se destacam no setor terciário em comparação aos demais setores. Em Dormentes (PE), apesar do destaque no setor terciário, o que realmente movimenta a economia do município é a criação de caprinos e ovinos, o que conferiu a Dormentes o título de capital da caprinovinocultura.

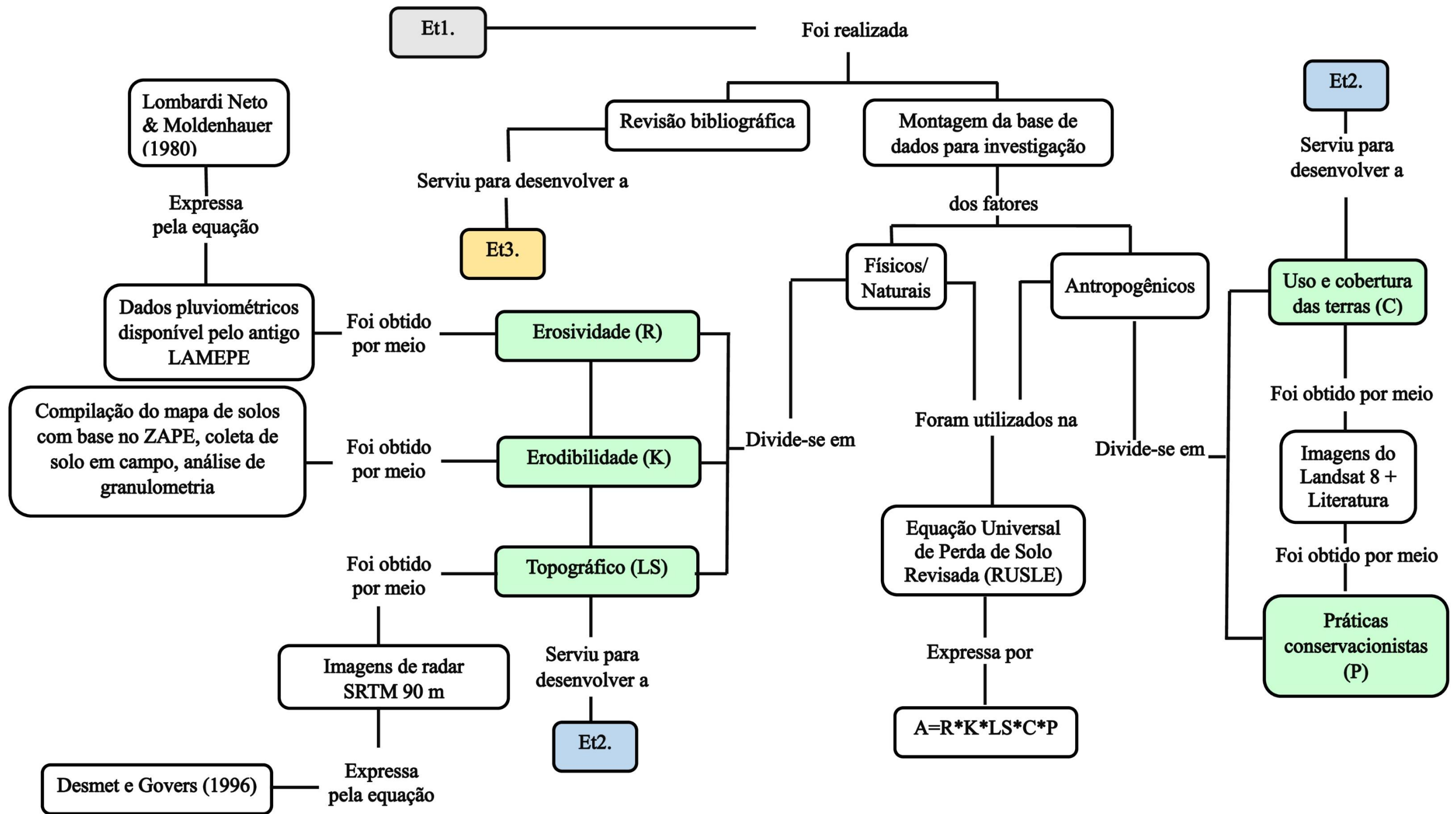
De acordo com informações da Pesquisa da Pecuária Municipal (PPM), realizada pelo IBGE no ano de 2020, houve aumento do número de ovinos em 5.318 municípios, sendo os cinco maiores rebanhos encontrados em Casa Nova (Bahia), Remanso (Bahia), Juazeiro (Bahia), Sant'Ana do Livramento (Rio Grande do Sul) e Dormentes (Pernambuco) (IBGE, 2020). Ainda segundo dados da Pesquisa da Pecuária Municipal (IBGE, 2022), Dormentes foi o município com o maior rebanho de ovinos (ovelhas e carneiros) no estado de Pernambuco, totalizando 330.000 cabeças no ano de 2022.

Em Afrânio, o que mais movimenta a economia do município é o mercado do leite e de seus derivados, ambos oriundos da caprinovinocultura. Segundo Sá (2019), o município possui reconhecimento cultural e histórico por meio da produção do doce de leite, uma tradição passada entre gerações por mais de 70 anos.

3.4 Coleta dos dados e geoprocessamento

O mapa conceitual da Figura 8 apresenta um resumo das três etapas de trabalho para o desenvolvimento da presente tese. Na primeira etapa (Figura 8), foi realizado o cálculo da RUSLE, composta pelo produto de seis fatores. Para cada fator, serão realizados os cálculos e elaborados os mapas temáticos em ambiente SIG. Após a elaboração dos seis fatores, será utilizada a calculadora *raster* no SIG para mensurar a RUSLE, conforme Wischmeier e Smith (1978). Como resultado desse cruzamento, será possível gerar o mapeamento de perda de solos anual da bacia hidrográfica.

Figura 8 - Mapa conceitual dos procedimentos metodológicos da etapa 1



3.5 Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE)

De acordo com Santos *et al.* (2023), diversos métodos estão disponíveis para modelar a erosão do solo e o transporte de sedimentos em superfícies de bacias hidrográficas. Dentre as variadas metodologias para estimar a perda de solos por erosão, a Equação Universal de Perdas de Solo (USLE), proposta por Wischmeier e Smith (1978), é a mais utilizada, aplicada em várias pesquisas no âmbito internacionais (Hu *et al.*, 2019; Pham *et al.*, 2018; Xu; Zhang, 2020) e nacionais (Batista *et al.*, 2017; Mello *et al.*, 2015; Xavier *et al.*, 2019).

Tentando fundamentar esse pensamento com base na dominância desses tipos de modelo, a maior parte das pesquisas encontradas sobre a distribuição espacial da erosão do solo e suas tendências temporais são derivadas das abordagens do tipo USLE e RUSLE (Borrelli, 2021). Partindo dessa premissa, Brychta, Podhrázská e Šťastná (2022) ressaltam que o princípio fundamental das equações USLE e RUSLE é comparar a perda média anual de solo calculada para estimar o nível de risco de erosão.

Nesse contexto, para desenvolvimento do presente estudo, foi selecionada a RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation* – Equação 1) desenvolvida por Renard *et al.* (1997), que é a versão revisada da USLE bastante empregada nos estudos de perda de solos no âmbito global.

$$A=R*K*LS*C*P \quad \text{Equação (1).}$$

Em que: A é a perda de solos ($t \text{ ha}^{-1} \text{ Ano}^{-1}$); R é o fator de erosividade da chuva (MJ.mm/ha.h.ano); K é o fator de erodibilidade do solo ($t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); LS é o fator topográfico (comprimento de rampa e declividade sem dimensão); C é o fator de uso e manejo do solo (sem dimensão) e P representa o fator de práticas conservacionistas (sem dimensão).

Os cinco fatores que estruturam a RUSLE, apresentados na Equação 1, serão multiplicados com o auxílio do *software* ArcGIS 10.8. Com a obtenção dos dados dos fatores da equação, será possível quantificar a perda anual de solo por erosão. Na Tabela 6, são apresentados os metadados, indicando as fontes dos dados utilizadas na equação.

Tabela 6 – Origem e informações dos dados utilizadas na RUSLE

Fator	Fonte	Data/ recorte histórico	Escala/Resolução espacial
Erosividade (R)	LAMEPE	1960 a 2018	-----
Erodibilidade (K)	Banco de dados pedológicos do ZAPE (Silva <i>et al.</i> , 2001) + amostras de solos	2001	1:100.000

Topográfico (LS)	Radar SRTM (<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>) - cartas SC-24-v-a; SC-24-v-b; SC-24-v-c; SC-24-v-d; (Miranda, 2005).	2022	90 m
Uso e manejo do solo (C)	Imagens do sensor <i>Operational Land Imager</i> (OLI) acoplado ao satélite <i>Land Remote Sensing Satellite</i> (LANDSAT 8) com passagens no dia 08/04/2023 e 14/04/2023, referentes às órbitas 217 e 2018, além do ponto 66.	2023	30 a 15 m
Práticas conservacionistas (P)	Imagens do sensor <i>Operational Land Imager</i> (OLI) acoplado ao satélite <i>Land Remote Sensing Satellite</i> (LANDSAT 8) com passagens no dia 08/04/2023 e 14/04/2023, referentes às órbitas 217 e 2018, além do ponto 66.	2023	30 a 15 m

Elaboração: Próprio autor (2022 - 2023).

Um aspecto que não pode deixar de ser comentado é que o uso de tecnologias de Sistema de Informação Geográfica (SIG), atrelado ao modelo RUSLE para a caracterização da perda de solos por erosão, constitui uma avaliação eficaz e precisa, de custo relativamente baixo e curta duração. O modelo fornece um mapeamento do risco de erosão que poderá ser utilizado na análise do planejamento e da proteção ambiental, visando à sustentabilidade dos recursos do solo da região onde está sendo desenvolvido o estudo (Olika *et al.*, 2023).

3.5.1 Fator Erosividade (R)

No tocante à erosividade da chuva (Fator *R*), Oliveira; Wendland, Nearing (2012), salientam ser de grande importância, pois a precipitação pluviométrica é a força que impulsiona o processo erosivo, exercendo influência direta na desagregação e no escoamento dos agregados.

O fator *R* foi obtido com base na Equação 2, desenvolvida por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992). Conforme os referidos autores, dentre as formas de cálculo do fator *R*, o índice EI_{30} destaca-se por apresentar melhor correlação com as perdas de solo. Sendo assim, é por meio da relação entre a precipitação pluviométrica média mensal e a média anual que se obtém o índice EI_{30} . Após a obtenção da média mensal do índice de erosão, essas médias são acumuladas para gerar o fator de erosividade, conforme as Equações 2 e 3 (Lombardi Neto; Moldenhauer, 1992):

$$EI_{30} = 67,355 \left(\frac{r^2}{p} \right)^{0,85} \quad \text{Equação (2).}$$

Em que: EI é a média mensal do índice de erosão em MJ/ha.mm; r representa a precipitação pluviométrica média mensal em (mm) e p é a precipitação pluviométrica (média anual em (mm)).

Conforme a equação 3, os índices de erosão mensal (EI) foram somados para obtenção do índice de erosividade (R), em MJ.mm/ha.h.ano.

$$R = \sum EI_{30} \quad \text{Equação (3).}$$

Esse método é amplamente utilizado, tanto nacional quanto internacionalmente, para a obtenção do potencial de erosividade da chuva. Os dados foram obtidos a partir de estações meteorológicas e, de acordo com Oliveira *et al.* (2012) e Renard *et al.* (1997), recomenda-se, no mínimo, uma série histórica de vinte anos para a caracterização pluviométrica necessária ao cálculo desse fator.

Neste estudo, o critério estabelecido foi que a série temporal deveria ser contínua e que possibilitasse a comparação temporal. Dessa forma, foram utilizados dados de uma série histórica de 58 anos de precipitação pluviométrica, com base em registros diários disponibilizados pelo extinto Laboratório de Meteorologia de Pernambuco (LAMEPE). Assim, a série histórica aqui utilizada abrangeu o período de 1960 a 2018, totalizando seis postos pluviométricos distribuídos dentro e nas proximidades da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (Figura 9 e Tabela 7).

Tabela 7 - Informações dos postos pluviométricos empregado para obtenção do fator erosividade

Posto	Município	Operador	Código	Latitude	Longitude	Altitude (m)
Arizona	Afrânio	LAMEPE	840001	8° 40' 0.012" S	40° 58' 0.012" W	500
Afrânio	Afrânio	LAMEPE	841015	8°48'32.99" S	41°00'00.00" W	534
Dormentes	Dormentes	LAMEPE	40008	8°42'07.00" S	41°18'32.99" W	532
Santa Maria da Boa Vista	Santa Maria da Boa Vista	LAMEPE	839035	9°20'41.99" S	40°22'24.99" W	358
Rajada	Petrolina	LAMEPE	840018	9°18'33.00" S	41°23'33.00" W	437
Petrolina	Petrolina	LAMEPE	940031	9°38'33.00" S	40°48'32.99" W	370,46

Elaboração: Adaptado de Hidroweb, 2022.

Figura 9 - Localização dos postos pluviométricos cujos dados foram utilizados para o cálculo da erosividade da chuva



Elaboração: Próprio autor (2023).

O somatório do índice de erosividade mensal resultou na erosividade da chuva anual de cada posto. Os mapeamentos de erosividade da chuva foram gerados por meio do método de Interpolação por Ponderação do Inverso da Distância (IDW), com o auxílio do *software* ArcGIS 10.8, a partir dos pontos georreferenciados das estações pluviométricas (Figura 9 e Tabela 7), para a obtenção da erosividade média anual da chuva.

Para analisar os resultados da erosividade da chuva (fator R), os resultados foram comparados com as classes de erosividade proposta por Carvalho (2008).

3.5.2 Fator Erodibilidade (K)

O fator de erodibilidade do solo (K) expressa a capacidade do solo de resistir à erosão provocada pela água, a partir de suas características intrínsecas. De acordo com Meyer *et al.* (1975), essas características dizem respeito ao tamanho das partículas, capacidade de infiltração, consistência, quantidade de matéria orgânica e componentes químicos. É considerado um dos fatores mais importantes da RUSLE, por tratar dos parâmetros físicos do solo que regulam a erosão.

Para a obtenção da erodibilidade dos solos locais, inicialmente foram coletados 61 pontos amostrais de solos na Bacia Hidrográfica do Riacho Pontal (PE), cada um constituído de aproximadamente 500 g, retirados da camada superficial de 0–20 cm de profundidade. A alocação dos pontos foi realizada pelo método do Hipercubo Latino Condicionado (cLHS), originalmente proposto por McKay *et al.* (1979) e aplicado por Minasny e McBratney (2006) em estudos de amostragem para mapeamento de solos.

O uso do método do Hipercubo Latino Condicionado ocorreu devido à necessidade de selecionar um quantitativo representativo de amostras, bem distribuídas sobre a bacia e que representassem as diferentes classes de solos, com características heterogêneas, nas quais esses solos são encontrados na área de estudo.

O Hipercubo Latino Condicionado funciona como uma ferramenta robusta para a alocação de pontos amostrais, utilizando um conjunto de covariáveis que podem ser contínuas ou categóricas. O método cLHS realiza uma amostragem aleatória estratificada, gerando uma malha amostral que representa a variabilidade dos estratos das covariáveis ambientais no modelo preditivo (Khan *et al.*, 2024; Minasny; McBratney, 2006).

As covariáveis ambientais empregadas foram a declividade do terreno, o uso e cobertura das terras (apresentadas anteriormente), além da distribuição das classes dos solos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal.

O mapeamento de solos da área de estudo foi desenvolvido a partir de dados em formato

shapefile, na escala original de 1:100.000, oriundos do banco de dados geográficos disponibilizado pelo Zoneamento Agroecológico de Pernambuco (Silva *et al.*, 2001), com o auxílio do *software* ArcGIS 10.8.

A Figura 10 apresenta os pontos onde foram coletadas as amostras de solos e o Apêndice A detalha o tipo de solo, a data e a localização das coletas, código da amostra e altitude do terreno consideradas para este estudo. Os trabalhos de campo foram realizados no período de 29 de agosto de 2021 a 9 de novembro de 2024.

A análise granulométrica foi realizada, inicialmente, pelo método de ensaio de peneiramento recomendado por Donagemma *et al.* (2017), com pequenas adaptações devido as especificidades dos equipamentos de análise do laboratório. Nesse contexto, 500 g de cada amostra de solo foram quarteadas, sendo separado 1/4 para peneiramento em malha de 2 mm, a fim de separar os materiais grosseiros das frações areia, silte e argila.

Do material que passou pela peneira de 2 mm, 50 g foi submetido a 125 ml de água destilada, diluída em 25 ml do hidrofloculante hexametáfosfato de sódio ($\text{Na}_6\text{O}_{18}\text{P}_6$), com solução tamponada de carbonato de sódio (Na_2CO_3) até atingir pH entre 8 e 9, de acordo com as recomendações de Silva (2009).

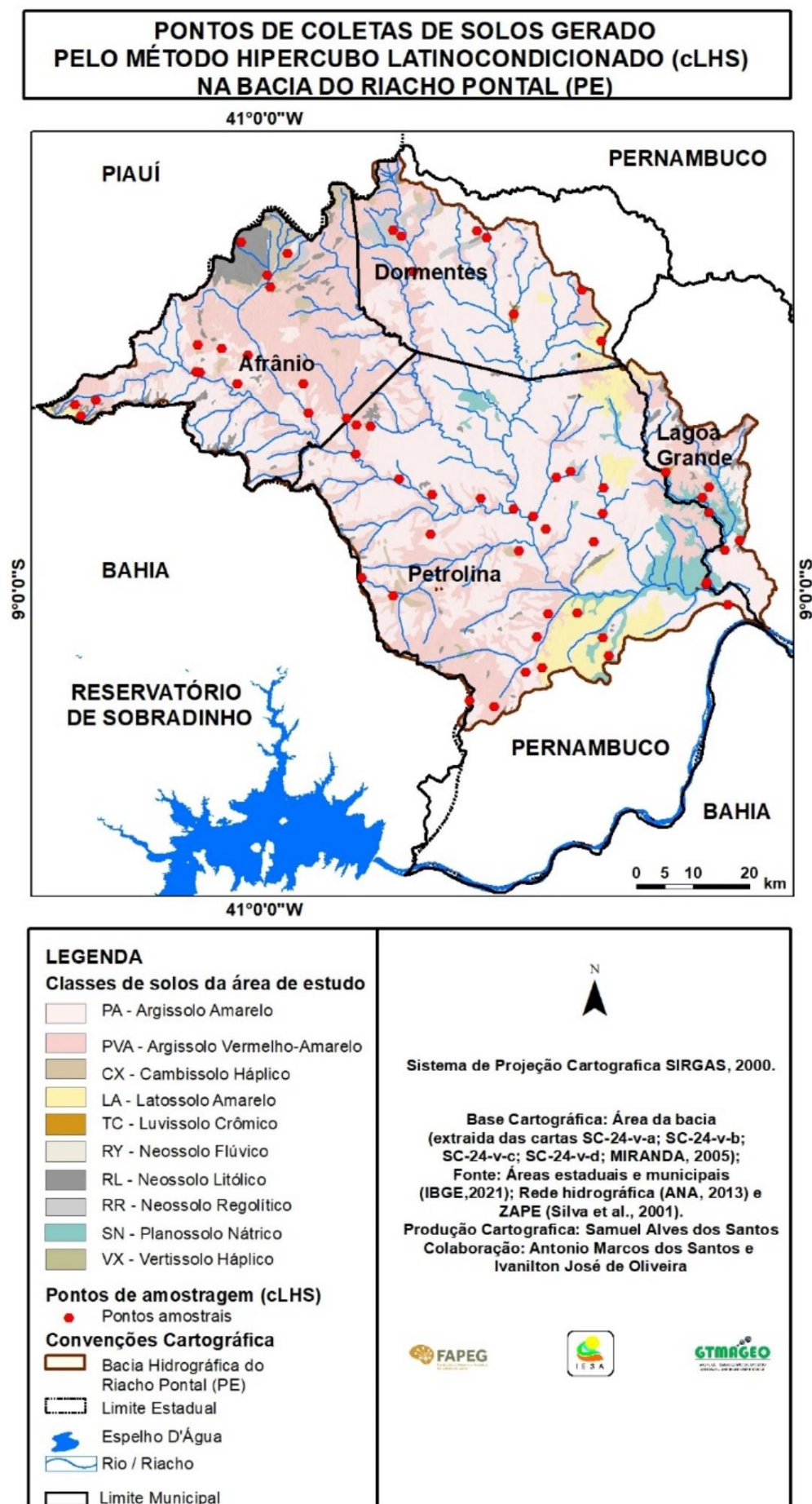
A solução com o solo foi submetida à agitação mecânica e, em seguida, deixada em repouso por 12 horas. Após esse período, o material foi peneirado em malha de 0,053 mm e o material retido na peneira foi secado e em seguida pesado e registrado como areia total. Não houve para este estudo separação entre areia grossa e areia fina.

O material que passou pela peneira de 0,053 mm foi transferido para uma proveta de 1000 ml, permanecendo em repouso para a sedimentação do silte, considerando-se a densidade da água em função de sua temperatura.

A separação entre o silte e a argila foi baseada no método de sedimentação recomendado por Stokes (1850), que determinou alguns fatores que afetam a velocidade final de partículas caindo através de um fluido, conhecida como “Lei de Stokes”. Essa lei considera uma caracterização mais detalhada da partícula, estabelecendo uma relação entre o diâmetro das partículas e sua velocidade de sedimentação em um meio líquido de viscosidade e massa específica conhecidas (Caputo, 1988).

Para a leitura da densidade da argila em 250 ml de água, foi utilizado o densímetro de Bouyoucos (1935). A diferença entre o peso da fração areia, obtido em gramas após o peneiramento, e a densidade da argila, em gramas por litro, foi atribuída ao quantitativo de silte.

Figura 10 - Localização dos pontos de coletas das amostras de solos para análise da erodibilidade



Elaboração: Próprio autor (2025).

Além do quantitativo de silte, argila e areia, para a obtenção do valor de erodibilidade dos solos, houve a necessidade de se determinar o quantitativo de matéria orgânica de cada amostra coletada em campo. Seguindo as recomendações de Komissarov *et al.* (2024), Leal (2024), Paiva (2001), Tomaz (2013) e Wischmeier e Smith (1978), para cada amostra foram separadas 10 g de solo, as quais foram destorroadas e submetidas à queima para incineração da matéria orgânica.

Após esse processo, foi empregada a equação 4, determinado por Jackson (1962), para obtenção do valor de matéria orgânica (*MOS*).

$$MOS (\%) = \left(\frac{Pi - Pf}{Pa} \right) * 100 \quad (\text{Equação 4}).$$

Em que: *Pi* representa o peso do conjunto (amostra seca + cadinho) antes da incineração; *Pf* é peso do conjunto (amostra + cadinho) após a incineração; e *Pa* representa o peso da amostra seca antes da incineração, o qual é padronizado em 10 g.

De posse dos valores de silte, argila, areia e matéria orgânica, estes foram submetidos à equação 5, desenvolvida por Renard *et al.* (1997), para obtenção da erodibilidade, conforme recomenda pelos estudos de Komissarov *et al.* (2024) e Leal (2024). Os resultados obtidos em laboratório, nesta etapa, estão apresentados no Apêndice B, devido ao grande volume de dados.

$$K = [(2,1 * 10^{-4} * M^{1,14} * (12 - ka) + 3,25 * (kb - 2) + 2,5 * (kc - 3)/100] * 0,1317 \quad \text{Equação (5)}$$

Em que: *K* representa o fator de erodibilidade do solo ($t \ h \ MJ^{-1} \ mm^{-1}$), *ka* representa a % de matéria orgânica; *kb* é o coeficiente relativo à estrutura do solo de acordo com Clemente *et al.* (2017); *kc* representa a classe de permeabilidade de acordo com Clemente *et al.* (2017) e *M* representa a $(\% \text{ silte} + \% \text{ areia fina}) * (100 - \% \text{ argila})$.

Para analisar os resultados da erodibilidade do solo (Fator *K*), os resultados foram comparados com as classes de erodibilidade proposta por Chaves *et al.* (2015) e Queiroz *et al.* (2021), como descritos na Tabela 8.

Tabela 8 - Valores e respectivas interpretações para erodibilidade dos solos (K)

Limites de valores ($t \ h \ MJ^{-1} \ mm^{-1}$)	Classe de erodibilidade
< 0,01	Muito baixa
0,01 – 0,02	Baixa
0,02-0,03	Média
0,03 – 0,04	Alta
> 0,04	Muito alta

Elaboração: Adaptado de Chaves *et al.* (2015) e Queiroz *et al.* (2021).

3.5.3 Fator Topográfico (LS)

Os fatores topográficos (LS) são parâmetros que influenciam significativamente a erosão do solo (Liu *et al.*, 2023). Na RUSLE, a influência da topografia do terreno nas perdas de solo por erosão é analisada por meio do fator topográfico (LS); os fatores L e S são avaliados em conjunto na modelagem.

Desse modo, o fator L (comprimento da rampa) influencia o escoamento superficial, o que determina a velocidade do fluxo e seu grau de confluência. A perda de solos, ocasionada pela remoção e transporte de partículas pelo escoamento superficial, está diretamente relacionada ao comprimento da rampa, que, por sua vez, é medido em metros. Já o fator S (declividade) refere-se ao ângulo de inclinação da superfície local em relação ao plano horizontal, podendo ser expresso em porcentagem ou em graus; esse fator está relacionado ao aumento da velocidade de escoamento (Florenzano, 2008; Lima, 2018; Moraes; Sales, 2017).

Para a obtenção do fator LS , foi empregado o Modelo Digital de Elevação (MDE), gerado pela missão SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), com resolução espacial de 90 m, disponibilizado por Miranda (2005). Para cobrir a área de estudo, foram necessárias quatro cartas, sendo elas: SC-24-V-A, SC-24-V-B, SC-24-V-C e SC-24-V-D. Nesse sentido, com o auxílio do *software* ArcGIS 10.8, as cenas foram fundidas em um mosaico e, então, apenas a área da bacia foi extraída.

No cálculo do fator L , foi necessário aplicar a ferramenta *Fill Raster*, a fim de preencher as depressões geradas por falhas no pulso de energia emitido pelo radar na obtenção da imagem do MDE.

Diversos métodos são utilizados para determinar o fator LS . Portanto, neste estudo, optou-se por utilizar como referência o método proposto por Desmet e Govers (1996), conforme a Equação 6, para o cálculo do fator L .

Com a definição dos parâmetros provenientes da declividade, da direção de fluxo e da área de contribuição representada pelo fluxo acumulado para cada célula, o fator L foi obtido por meio da equação proposta por Desmet e Govers (1996), descrita a seguir:

$$L = \frac{(A + D^2)^{m+1} - A^{m+1}}{\alpha^m * D^{m+2} * 22,1^m} \quad \text{Equação (6)}$$

Em que: L representa o fator de comprimento de rampa de uma célula (adimensional); A é a área de contribuição ou fluxo acumulado de uma célula (m^2); o D representa o tamanho da célula, ou seja, tamanho do *pixel* (m); m é o coeficiente função da declividade para grade de células; já α representa o coeficiente função da direção de fluxo para grade de células;

No *ArcGIS* com a ferramenta "*RASTER CALCULATOR*", a seguinte fórmula é utilizada

para obter o parâmetro β . Diante disso, o valor de β é calculado conforme demonstra a Equação 7:

$$\beta = \frac{\sin \theta / 0.0896}{3 (\sin \theta)^{0.8} + 0.56} \quad \text{Equação (7)}$$

Em que: θ representa o ângulo da encosta a ser transformado de graus para radianos.

Obtendo o parâmetro β , procedemos à obtenção do parâmetro m , que é um dado adicional para obter o fator L . Para esse fim, o expoente m é calculado com base na Equação 8:

$$m = \frac{\beta}{\beta + 1} \quad \text{Equação (8)}$$

Para, finalmente, obter o fator L , a área de drenagem contribuinte foi criada com o auxílio do ArcGIS. Primeiramente, foi gerado o *raster* de *Flow Direction*, definindo as direções dos rios e vertentes, e, em seguida, o *raster* de *Flow Accumulation* (acumulação de fluxo). Uma vez obtidos esses dois *rasters*, foi possível estimar o fator por meio da calculadora *raster*.

Para o cálculo do fator topográfico referente à declividade (S), optou-se por utilizar como referência o método proposto por McCool *et al.* (1989), determinado a partir das Equações 9 e 10.

$$\beta = S = (10.8 \sin \theta + 0.03) \text{ para } \tan \theta < 0,09 \quad \text{Equação (9)}$$

$$\beta = S = (16.8 \sin \theta - 0.5) \text{ para } \tan \theta \geq 0,09 \quad \text{Equação (10)}$$

Em que: θ representa o ângulo da encosta.

O declive pode ser calculado em graus ou em porcentagem; neste estudo, será utilizado em porcentagem. Após os cálculos dos fatores L e S em formato *raster*, é possível calcular o fator LS também nesse mesmo formato, que é objeto dessa metodologia. Sendo assim, ele foi calculado utilizando a ferramenta *Raster Calculator* do *software* ArcGIS 10.8, e o produto foi obtido por meio da Equação 11, descrita a seguir:

$$\text{Factor LS} = \text{Fator L} * \text{Fator S} \quad \text{Equação (11)}$$

Foi adaptada, para este estudo, a metodologia que mais se aproximava dos resultados

encontrados na pesquisa aqui apresentada. Diante disso, utilizou-se a proposta desenvolvida por Lepsch (1991), referente às classes de declividade, a qual também foi adotada pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA, 2006).

3.5.4 Fator uso e cobertura das terras e práticas conservacionistas (CP)

O mapeamento da cobertura e uso da terra foi realizado utilizando imagens geradas pelo sensor OLI (*Operational Land Imager*), acoplado ao satélite *Landsat-8*, disponibilizadas pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (*United States Geological Survey* – USGS), com acesso pelo endereço eletrônico: <[https:// earthexplorer.usgs.gov](https://earthexplorer.usgs.gov)>.

As imagens selecionadas para a presente pesquisa correspondem às órbitas 217 (ponto 66, com data de passagem em 08/04/2023) e 218 (ponto 66, com data de passagem em 14/04/2023). A escolha foi realizada em virtude da qualidade apresentada, especialmente em relação à baixa incidência de nuvens. Optou-se por imagens do período chuvoso, visando evitar qualquer tendência que pudesse afetar o desempenho da análise e a interpretação dos dados dos mapeamentos de uso e cobertura da terra.

Portanto, como este estudo foi desenvolvido em uma área semiárida com vegetação da Caatinga, imagens do período seco poderiam tendenciar algumas classes de uso. Isso ocorre porque, nesse período, diversas espécies caducifólias perdem grande parte de sua folhagem, assim como o estrato herbáceo, que por serem plantas anuais, só brotam novamente na próxima estação chuvosa por meio do banco de sementes (Silva *et al.*, 2024). Dessa forma, pode haver dúvidas na classificação das classes de Solo exposto e da vegetação da Caatinga.

Sendo assim, a escolha da data da imagem é uma informação de grande importância, visto que a imagem é uma representação de uma parte da superfície da Terra no momento da passagem do satélite. É através da data que será identificado se é uma imagem antiga ou recente, ou se foi em época de seca ou chuvosa (Florenzano, 2011).

Para obter melhor resolução espacial, o que facilitou a identificação dos alvos, foi realizada a fusão entre as imagens das faixas multiespectrais, com resolução espacial de 30 metros, com a banda pancromática desse mesmo sensor, com resolução espacial de 15 metros. O produto final foi uma imagem com resolução espacial semelhante à da pancromática.

Após a fusão, foi confeccionado um mosaico com as duas imagens *Landsat-8* e, em seguida, realizada a segmentação e classificação orientada a objetos. Tal processo foi realizado utilizando o *software* QGIS, versão 3.24.3, por meio dos algoritmos *OrfeoToolbox* – OTB (segmentação) e *Dzetsaka: Classification Tools* (classificação das imagens).

Vale destacar que a segmentação de imagens é um procedimento computacional realizado antes da aplicação do algoritmo de classificação automática. É por meio do algoritmo

de segmentação que se realiza a divisão da imagem em regiões espectrais homogêneas. Já a classificação supervisionada de imagens digitais é uma técnica que torna o processo de mapeamento mais objetivo, rápido, quantitativo e com possibilidades de repetição em situações subsequentes (Florenzano, 2008).

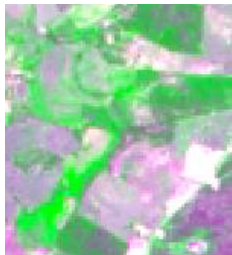
As classes foram identificadas por meio da classificação por objeto *Geographic Object-Based Image Analysis* (GEOBIA), sendo mapeadas sete tipologias de uso e cobertura das terras, a saber: Agricultura Irrigada; Algaroba/Agricultura de vazante; Caatinga Aberta/Esparsa; Caatinga Fechada/Densa; Corpos hídricos; Nuvens; e Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro.

Para a identificação dos objetos/classes de uso presentes nas imagens *Landsat-8*, foi utilizada a chave de interpretação apresentada no Quadro 3. As chaves de interpretação de imagens, segundo Florenzano (2011), consistem na descrição de um conjunto de elementos utilizados para interpretar e caracterizar um determinado objeto. Essas chaves auxiliam o intérprete na correta identificação de objetos e feições em uma imagem orbital, com o intuito de organizar e deixar o material mais consistente.

Neste estudo, a partir da composição RGB-3-4-2, as classes de uso foram identificadas por meio de chaves definidas com base em aspectos como cor, tonalidade, rugosidade do terreno e formato dos objetos (Quadro 3).

Quadro 3 - Algumas das chaves de interpretação de objetos empregada para classificação do uso e cobertura das terras na bacia hidrográfica do Riacho Pontal

Amostra / chave de interpretação	Tipologia de uso	Descrição da chave de interpretação	Amostra / chave de interpretação	Tipologia de uso	Descrição da chave de interpretação
	Agricultura Irrigada	Objetos com formatos retangulares simétricos, em cor verde limão.		Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro	Áreas em formato poligonal com cores Magenta pálido, rosa ligeiramente dessaturado e branca.
	Caatinga Fechada/Densa	Áreas em padrões não retangulares em cores que variam entre o verde escuro e o verde forte.		Nuvens/sombra de nuvens	Objeto com forma e padrão irregular na cor branca.
	Caatinga Aberta/Esparsa	Áreas em padrões não retangulares em cores que variam entre o verde moderado escuro, o		Corpos hídricos	Objeto sem rugosidade (padrão liso) na cor mangenta puro.

		verde forte e o marrom.			
	Solo exposto/Pastagem/ Agricultura de sequeiro	Áreas retangulares em cor roxa com tonalidade fosca.		Algaroba/ Agricultura de Vazante	Área de vegetação na cor verde limão em formato curvilíneo seguindo os canais de drenagem.

Elaboração: Próprio autor (2024).

Para a validação do mapeamento de uso e cobertura das terras, foi empregada a estatística de Kappa (Equação 12), desenvolvida por Landis e Koch (1977), que indica o grau de precisão do mapeamento (Silva *et al.*, 2022). Já o Índice de Exatidão Global (IEG) (Equação 13), proposto por Helldén (1980), baseia-se na soma da diagonal principal da matriz de confusão (unidades classificadas corretamente), dividida pelo número total de unidades da amostra (Congalton; Green, 2008; Conto *et al.*, 2024). Ambas as estatísticas apresentam valores finais que variam de 0 a 1, e a exatidão do mapeamento pode ser aferida com base na Tabela 9.

$$k = \frac{N \sum X_{ii} - \sum X_{i+} X_{+i}}{N^2 - \sum X_{i+} X_{+i}} \quad \text{Equação (12)}$$

Em que: N representa o número total de amostra; $\sum X_{ii}$ é a soma do número das amostras corretas nas linhas e colunas; $\sum X_{i+}$ representa a soma linear e X_{+i} é a soma colinear.

$$G = \frac{\sum_{i=1}^n X_{ii}}{n} \quad \text{Equação (13)}$$

Em que: G é o Índice de Exatidão Global; X_{ij} = Observações na linha i e coluna j e n é o número de observações.

Tabela 9- Classes de validação do índice Kappa e do IEG para o mapeamento de uso e cobertura da terra

Classes do índice Kappa e IEG	Grau de validação
< 0,00	Sem validação
0,00 – 0,20	Muito baixa
0,20 – 0,40	Baixa
0,40 – 0,60	Média
0,60 – 0,80	Alta
0,80 – 1,00	Muito Alta

Elaboração: Adaptado de Aquino e Santos (2020); Landis e Koch (1977) e Queiroz *et al.* (2017).

Para a validação, foram utilizados 488 pontos de controle, distribuídos sobre as classes de uso da área de estudo. A seleção dos pontos amostrais ocorreu a partir do uso do método estatístico Hipercubo Latino Condicionado, o qual extraiu, sobre a área de estudo, uma

amostragem estratificada de pontos com base em três covariáveis: o mapeamento de uso e cobertura produzido em laboratório, o mapeamento de solos e a declividade do terreno da bacia hidrográfica do Riacho Pontal.

Os fatores *C* (uso e manejo do solo) e *P* (práticas conservacionistas) foram analisados conjuntamente, o que caracterizou os processos de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Riacho Pontal. Conforme Diodato e Ribeiro (2020), quando se deseja avaliar a perda de solos por erosão, os fatores *C* e *P* devem ser analisados em conjunto, obtendo-se um mapeamento único desses fatores combinados. Stein *et al.* (1987) relatam que essas duas variáveis só devem ser abordadas separadamente quando o intuito for a determinação de práticas agrícolas apropriadas. No entanto, o objetivo deste trabalho foi analisar a estimativa de perda de solos.

O fator *C* (cobertura e uso da terra) representa a relação entre a perda de solos em determinada cobertura e manejo, bem como a perda de solos em uma área exposta e desprotegida, influenciada pela declividade do terreno (Bertoni; Lombardi Neto, 2012; Lima, 2018).

O fator *P* (práticas conservacionistas) está intrinsecamente relacionado ao modo de cultivo e tratamento da terra (Bertoni; Lombardi Neto, 2012; Lima, 2018). As práticas conservacionistas indicam a eficiência no controle da erosão, algo diretamente relacionado às atividades humanas. Wischmeier e Smith (1978) enfatizam que esse fator constitui uma ação interventora, sendo necessário tomar medidas para mitigar os efeitos nocivos dos processos erosivos.

A aquisição das informações referentes ao fator *CP* é proveniente de dados obtidos por meio de revisões bibliográficas. Para cada classe de uso e cobertura da terra, bem como para as práticas conservacionistas, foi atribuído um valor com base na literatura existente (Tabela 10).

A análise da cobertura e uso da terra na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE) considerou seis classes para a classificação, sendo elas: Agricultura Irrigada, Algaroba/Agricultura de vazante, Áreas Urbanizadas, Caatinga Aberta/Esparsa, Caatinga Fechada/Densa e Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro (Tabela 10).

Tabela 10 - Valores do fator (*C*) em função do uso e cobertura das terras, segundo a literatura existente

Tipologia de uso	Valores para o fator CP	Fonte
Agricultura Irrigada	0,460	Bertoni e Lombardi Neto (2012)
Algaroba/Agricultura de vazante	0,500	Dornellas <i>et al.</i> (2017);
Áreas Urbanizadas	0,001	Amaral (2016), Dias e Silva (2015), Farinasso <i>et al.</i> (2006) e Silva (2004).
Caatinga Aberta/Esparsa	0,087	Oliveira (2022)
Caatinga Fechada/Densa	0,016	Gil (2017) e Medeiros (2021).
Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro	1,000	Amaral (2016); Dornellas <i>et al.</i> (2017); Farinasso <i>et al.</i> (2006); Oliveira (2022) e Xavier <i>et al.</i> (2019).

Elaboração: Próprio autor (2023).

Em relação à classe de uso da terra (Agricultura Irrigada), observaram-se variações, de acordo com a literatura pesquisada, entre 0,460 (Bertoni e Lombardi Neto, 2012) e 0,018 (Farinasso *et al.*, 2006). Nesse estudo, optou-se pelo valor 0,46, indicado por Bertoni e Lombardi Neto (2012), uma vez que as áreas de Agricultura Irrigada da bacia hidrográfica em estudo apresentam, no início do plantio, solos que ficam expostos devido ao desmatamento e ao preparo do solo para a plantação. Além disso, no período de podas, que acontecem em alguns meses do ano, os solos ficam desprotegidos, ou seja, sem folhagem. Também há cultivos que apresentam um dossel vegetativo que não é capaz de cobrir inteiramente o solo, expondo-o aos processos erosivos. Por essa razão, optou-se pelo valor indicado por Bertoni e Lombardi Neto (2012).

Nesse estudo, para a classe de uso da terra (Áreas Urbanizadas), foi atribuído valor igual a 0,001, conforme indicado por Amaral (2016), Dias e Silva (2015), Farinasso *et al.* (2006) e Silva (2004).

Na revisão de literatura, foi encontrada apenas uma pesquisa que abordava o uso da terra (Algaroba/Agricultura de vazante), para a qual os autores Dornellas *et al.* (2017) atribuíram 0,500. Nesse estudo, optou-se pelo valor 0,500, indicado pelos autores citados.

Para o presente estudo, decidiu-se utilizar duas classes de uso da terra para a fitofisionomia da Caatinga, com formação vegetal da Caatinga Fechada/Densa e Caatinga Aberta/Esparsa. Posto isso, na revisão de literatura, encontraram-se variações para as classes mencionadas. Para a classe de vegetação da Caatinga Fechada/Densa, variações entre 0,0346 (Dornellas *et al.*, 2017) e 0,0015 (Albuquerque *et al.*, 2005) foram encontradas. No entanto, aqui, optou-se por 0,016, indicado pelos autores Gil (2017) e Medeiros (2021), valor próximo da média das indicações de Albuquerque *et al.* (2005) e Dornellas *et al.* (2017).

Em relação à fitofisionomia da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa, de acordo com a literatura pesquisada, observaram-se variações entre 0,26 (Brasil *et al.*, 2017) e 0,0064 (Gil, 2017). Aqui, optou-se pelo valor 0,087, indicado por Oliveira (2022), que se aproxima da média dos valores dos dois primeiros estudos.

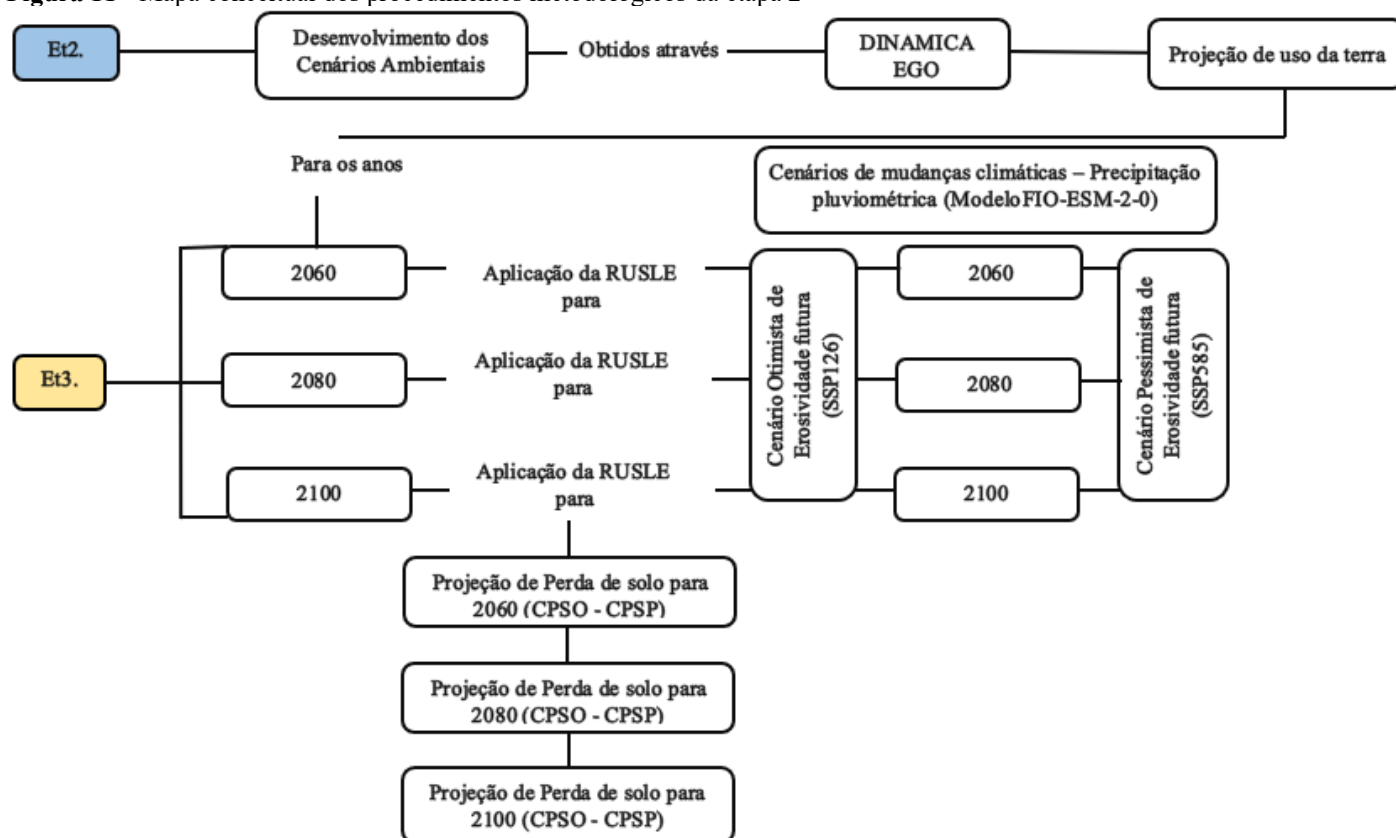
A classe de uso da terra (Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro) varia de 1,000 (Amaral, 2016; Dornellas *et al.*, 2017; Farinasso *et al.*, 2006; Oliveira, 2022; Xavier *et al.*, 2019) a 0,1 (Sousa; Paula, 2019). Para este estudo, optou-se pelo valor 1,000, devido à alta exposição dos solos na maior parte dos meses do ano. Ou seja, a cobertura formada pela agricultura de sequeiro e pastagem só é possível no período chuvoso, correspondente a quatro meses.

3.6 Procedimento para simulação dos cenários ambientais

Na segunda etapa, foram geradas as projeções dos cenários ambientais de uso e cobertura das terras e os cenários de mudanças climáticas. Como resultado final da etapa 2, foram gerados os cenários de perda de solos (Figura 11).

Para a projeção dos cenários de uso e cobertura das terras para os anos de 2060, 2080 e 2100, foi utilizada a estrutura do modelo DINAMICA EGO, versão 5.2.1, disponível na plataforma online do Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR/UFMG). De acordo com Oliveira *et al.* (2019), o DINAMICA EGO é um *freeware* utilizado para desenvolver modelos simples a complexos, espacialmente explícitos, que têm sido aplicados em muitos estudos ambientais.

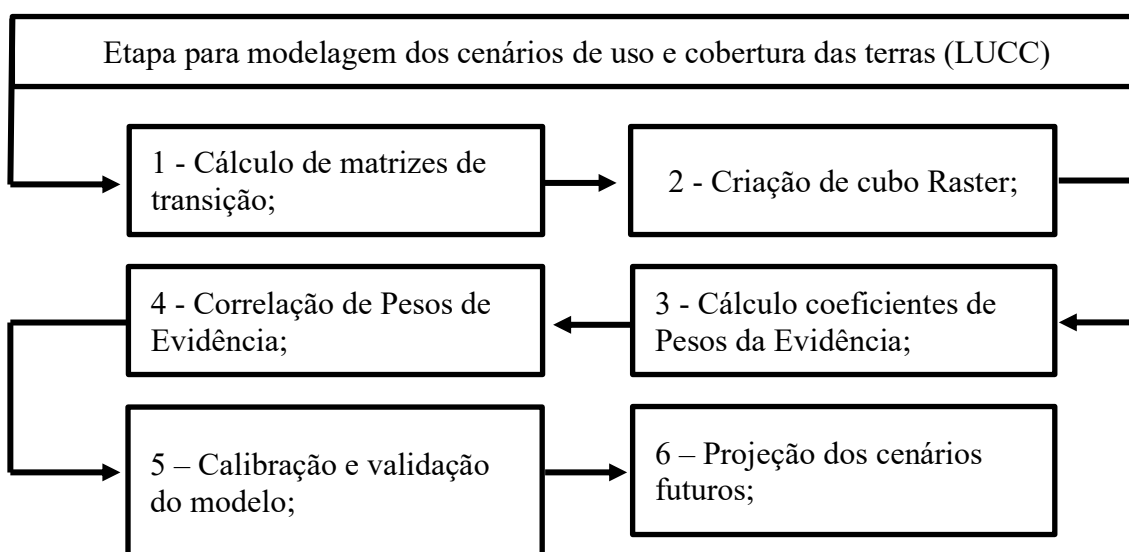
Figura 11 - Mapa conceitual dos procedimentos metodológicos da etapa 2



Elaboração: Próprio autor (2023).

O fluxograma apresentado na Figura 12 sintetiza as etapas necessárias para a geração e modelagem dos cenários futuros de mudança de uso e cobertura das terras (*Land Use and Cover Change* - LUCC).

Figura 12 - Fluxograma das etapas para projeção dos Cenários futuro de uso e cobertura das terras no DINAMICA EGO



Elaboração: próprio autor (2024).

Inicialmente, gerou-se no *software* DINAMICA EGO a matriz de transição, que, segundo Matricardi *et al.* (2018), calcula a estimativa das taxas de transição de uma classe de uso e cobertura da terra para outra classe ocorrida entre o ano inicial e final do período em análise. Para a área de estudo, foi gerada uma matriz de transição com a taxa percentual de crescimento anual, chamada de *Multiple Step*, e outra matriz chamada *Single Step*, contendo a transição da quantidade de mudanças observadas por toda a paisagem, referente ao período completo; para este estudo, o intervalo foi de 10 anos.

Dessa forma, os recortes temporais considerados para a análise foram: a) mapeamento de uso e cobertura das terras, gerado a partir de um conjunto de duas imagens do satélite *Landsat-8*, as quais apresentam resolução espacial pós-fusão de 15 m, referente às órbitas 217 (Ponto 66, com data de passagem de 30/05/2013) e 218 (Ponto 66, com data de passagem de 05/05/2013), que corresponde à paisagem inicial; b) mapeamento de uso e cobertura das terras, gerado a partir de um conjunto de duas imagens do satélite *Landsat-8*, as quais apresentam resolução espacial pós-fusão de 15 m, referente às órbitas 217 (Ponto 66, com data de passagem de 08/04/2023) e 218 (Ponto 66, com data de passagem de 14/04/2023), que corresponde à paisagem final.

Para avançar na modelagem, há a necessidade de inserir no DINAMICA EGO variáveis que influenciam o dinamismo das mudanças de uso e cobertura das terras, sejam elas de cunho social, artificial ou biofísico (Bowen; Meza, 2024). Para este estudo, foram empregadas as variáveis canais de irrigação, estradas, declividade do terreno e solos, visto que, segundo os estudos de Aquino e Santos (2020) e Figueiredo, Castro e Santos (2025), essas variáveis configuram-se como as mais influentes no processo de modificação do uso da terra nas áreas que compreendem a bacia hidrográfica do Riacho Pontal.

A variável canal de irrigação representa os dutos que transportam a água do rio São

Francisco para os perímetros irrigados. Consequentemente, ao seu entorno foram destinadas áreas para o desenvolvimento da Agricultura Irrigada. Neste contexto, essa variável apresenta grande influência na estruturação dos perímetros irrigados na área de estudo. As malhas dos canais de irrigação subterrâneos foram adquiridas, em formato vetorial, do Projeto Público de Irrigação Pontal Sul, gerido pela Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba (CODEVASF). Para os dutos superficiais, estes foram vetorizados a partir das imagens orbitais empregadas neste estudo.

A variável estrada foi extraída da base de dados da Agência Nacional das Águas (ANA, 2016) em formato vetorial. Porém, as estradas não asfaltadas e de menor porte foram vetorizadas a partir das imagens de satélite empregadas neste estudo.

Em relação à variável declividade, foi empregada a classificação da Lepsch (1991) e INCRA (2006) para o delineamento do percentual de inclinação do terreno da área de estudo, com o auxílio do *software* ArcGIS 10.8. Para isso, foram empregadas quatro imagens de radar da missão *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) nas cartas SC-24-v-a, SC-24-v-b, SC-24-v-c e SC-24-v-d, com resolução espacial de 30 m e organizadas por Miranda (2005).

Outra variável empregada foi a dos solos, obtidos da base de dados do Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco (ZAPE – EMBRAPA, 2006), em formato vetorial e delimitados para a área da bacia com o auxílio do *software* ArcGIS 10.8.

Como parte da segunda etapa do trabalho, as variáveis foram agrupadas em um Cubo *Raster*, resultando em um arquivo matricial multicamada necessário para o processo inicial da modelagem no DINAMICA EGO.

Na terceira etapa, realizou-se o cálculo dos coeficientes de pesos de evidência, os quais são determinados pela função do *container Determine of Weights of Evidence Coefficients*, presente no DINAMICA EGO. Os pesos de evidência indicam a probabilidade de ocorrência da transição/mudança da área de uso entre duas classes. Segundo Martins, Souza e Richter (2024) e Soares-Filho *et al.* (2009), quanto maior e mais positivo se torna o valor, maior é a atração para determinada transição entre as classes; e, quanto maior e mais negativo o valor, maior será o efeito de repulsão, ou seja, indicam baixa probabilidade de ocorrer transição. Sendo assim, os valores próximos de zero não exercem influência sobre a transição.

A Tabela 11 sintetiza os valores definidos dos parâmetros para a determinação dos intervalos dos pesos de evidência, de acordo com Soares-Filho *et al.* (2009). O incremento foi definido com base na resolução espacial das imagens de satélite utilizadas no mapeamento de uso e cobertura. O *Minimum* Delta é o número mínimo de células para fatiamento no eixo x; já o *Maximum* Delta representa o número máximo de células para fatiamento no eixo x. Sendo assim, o valor descrito na Tabela 11 foi atribuído para as variáveis de distância, tanto para o *Minimum* Delta quanto para o *Maximum* Delta. Por fim, o ângulo de tolerância (*Tolerance*

Angle) foi definido em cinco graus, conforme Branco, Almeida, Francisco (2022).

Tabela 11 - Parâmetros especificados para definições de intervalo dos pesos de evidências

Incremento	Minimum Delta	Maximum Delta	Tolerance Angle (°)
15 m	1	50.000	5

Elaboração: Próprio autor (2024).

A quarta etapa foi a análise de correlação das variáveis nas transições/mudanças entre as diferentes classes de uso. Os métodos estatísticos empregados nesta etapa foram o Coeficiente de *Cramers* e *Joint Information Uncertainty*, embutidos na estrutura do DINAMICA EGO. Estes métodos, segundo Yadav *et al.* (2024), são os mais recomendados para este tipo de análise, visto que são empregados para verificar a independência entre as variáveis e as mudanças nas classes de uso.

Os valores de correlação variam de -1 a 1, e quanto menores os valores, menor a correlação, ou seja, reduzida a influência de uma determinada variável na mudança de classe de uso. Quanto maior o valor de correlação, maior a influência. Baseado na proposta de Bonham-Carter (1994), González *et al.* (2021) e Yadav *et al.* (2024), recomenda-se usar o limiar de correlação no valor de 0,5. Correlação acima deste valor indica dependência exagerada da mudança da classe de uso à variável em análise, ou seja, a variável influencia positivamente a mudança de uso, situação que comprometerá a validação da modelagem.

Na ocorrência de valores acima de 0,5 de correlação, a relação variável e transição/mudança de uso da terra deverá ser excluída, permanecendo apenas valores do Coeficiente de *Cramers* e *Joint Information Uncertainty* menores que 0,5.

Após definidos os coeficientes de correlação dos pesos de evidência dentro do limiar recomendado, foi realizada a calibração do modelo para projeção do uso e cobertura das terras entre os anos de 2013 e 2023.

A calibração da estrutura de projeção ocorreu em duas etapas. Inicialmente, foram calculados o tamanho médio e o coeficiente de variação, ambos em hectares, das manchas de cada classe de uso presente no mapeamento de uso e cobertura do ano de 2013. Este processo foi desenvolvido com o auxílio do *software Fragstats*, versão 4.2, específico para análise de métricas de paisagens.

A métrica da paisagem é um índice útil para estudar a evolução das características da paisagem ao longo do tempo ou para comparar diferentes áreas (Zatelli *et al.*, 2019). É a métrica da paisagem que irá definir a geometria das manchas.

De posse dos valores estatísticos obtidos na etapa anterior, os mesmos foram inseridos na função *Updated Landscape*, presente no DINAMICA EGO, a qual tem a funcionalidade de projetar a expansão ou retração das manchas de uso com base na métrica de paisagens *Expander* e projetar o desenvolvimento ou exclusão de manchas das classes de uso a partir da métrica conhecida como *Patcher*.

É necessário determinar o percentual de células a serem alteradas em cada período de tempo dos cenários pelas métricas *Expander* e *Patcher*, disponíveis na função *Modulate Change Matrix*. Para a calibração inicial, foram definidas alterações de 80% no processo de expansão ou retração das manchas (*Expander*), restando 20% para a criação ou exclusão de novas manchas de uso (*Patcher*). Os valores supracitados foram definidos a partir dos padrões de calibração das projeções desenvolvidas no DINAMICA EGO, presentes nos estudos de Martins, Souza e Richter (2024), Molin (2014) e Teixeira *et al.* (2009).

Consequentemente, foi gerado o mapeamento de uso e cobertura projetado para o ano de 2023, e, a partir daí, foi iniciada a segunda etapa da calibração do modelo, a qual consistiu em avaliar amostras das manchas das classes de uso de determinados pontos entre o mapeamento real do ano de 2023.

A quantidade e a localização dos pontos amostrais empregados na calibração foram geradas a partir de uma amostragem aleatória estratificada, obtida a partir do método estatístico do Hipercubo Latino Condicionado (cLHS), em que foram cruzadas as covariáveis representadas pelos mapeamentos de uso real e o projetado, ambos para o ano de 2023.

De posse dos pontos amostrais, estes foram submetidos à estatística de *Kappa* (Equação 12), IEG (Índice de Exatidão Global) (Equação 13), R^2 (R-quadrado) (Equação 14), Coeficiente de Correlação de Pearson (Equação 15) e *Joint Information Uncertainty* (Equação 16) para o processo de calibração.

O R-quadrado (R^2) é uma medida estatística, segundo Banjara *et al.* (2024) e Sakizadeh, Milewski e Sattari (2023), que apresenta uma escala que varia de 0 a 1. Nessa estatística, é quantificado até que ponto o modelo leva em conta a variação nos dados medidos. Quanto maior for o valor de R^2 , a variância de erro será reduzida. R^2 maiores que 0,5 são vistos como satisfatórios.

$$R^2 = 1 - \frac{RSS}{TSS} \quad \text{Equação (14)}$$

Em que: *RSS* é a soma das diferenças ao quadrado entre os valores observados e previstos, e *TSS* é a soma das diferenças quadráticas entre os valores observados e sua média.

O Coeficiente de Correlação de Pearson analisa a relação estatística entre duas variáveis de forma contínua. Os resultados são valores que variam de -1 a 1; quanto maior o valor, maior a correlação (Rahadian *et al.*, 2023).

$$r = \frac{\sum (xi - \bar{x})(yi - \bar{y})}{\sqrt{\sum (xi - \bar{x})^2 \sum (yi - \bar{y})^2}} \quad \text{Equação (15)}$$

Em que: *r* é o coeficiente de correlação, *xi* são os valores da variável x em uma amostra, $\bar{x}$ é a

média dos valores da variável x , y_i são os valores da variável y em uma amostra e $\bar{y}$ é a média dos valores da variável y .

Segundo Bonham-Carter (1994), o *Joint Information Uncertainty* verifica a relação espacial entre combinações de pelo menos duas variáveis pareadas. Valores estatísticos iguais ou superiores a 0,5 indicam forte combinação estatística entre as variáveis analisadas.

$$U(A,B) = 2 \left[\frac{H(A) + H(B) - H(A,B)}{H(A) + H(B)} \right] \quad \text{Equação (16)}$$

O índice $U(A,B)$ é a *Joint Information Uncertainty* de A e B , e varia entre 0 e 1, sendo que, quando os dois mapeamentos são completamente independentes, então $H(A,B) = H(A) + H(B)$ e $U(A,B)$ é 0. Quando os dois mapeamentos são completamente dependentes, $H(A) = H(B) = H(A,B) = 1$, e $U(A,B)$ é 1 (Abdalla; Oliveira; Volotão, 2015).

Após o primeiro processo de comparação entre o mapeamento real e o projetado para 2023, as estatísticas não foram favoráveis, ou seja, houve amplas diferenças entre os dois mapeamentos. A partir daí, foram realizadas 49 calibrações até encontrar a comparação estatística ideal para finalizar a estruturação do modelo, validá-lo e desenvolver as projeções para os cenários futuros.

Vale destacar que a calibração do modelo ocorreu a partir das alterações entre as métricas *expander* e *patcher*, além de modificações nos pesos de evidências responsáveis pelos graus de atração e/ou redução das manchas de uso e cobertura. Os pesos de evidências foram alterados nas variáveis solo, canais de irrigação, declividade, estrada e nas classes de uso e cobertura das terras em 49 modificações.

Em relação à validação do modelo, foi realizada a projeção de uso da terra para o ano de 2024, a qual foi comparada com o uso das mesmas ferramentas estatísticas utilizadas no processo de calibração, com o mapeamento de uso e cobertura das terras gerado a partir de duas imagens obtidas pelo sensor OLI acoplado ao satélite *Landsat-8*, sendo a imagem 1 da órbita 217, do dia 15/09/2023, e a imagem 2 da órbita 218, do dia 14/09/2023, ambas do ponto 66.

Após a calibração e validação do modelo, a sexta e última etapa consistiu em realizar a modelagem de cenários futuros, ou seja, é o momento em que se projetam os cenários de tendência histórica. Essa etapa é muito parecida com a etapa anterior; e nela são utilizados os mesmos dados, os mesmos operadores, porém, as únicas diferenças entre esta última etapa e a anterior consistem na paisagem inicial, que agora é inserida no mapeamento da paisagem de 2023. Diante disso, a partir desse mapeamento, os cenários foram projetados seguindo os mesmos critérios utilizados na etapa 6, e foram utilizados os dados calibrados para realizar a simulação de cenários futuros para os anos de 2060, 2080 e 2100.

3.6.1 Cenários futuros de perda de solos

Para a análise da dinâmica de perda de solos projetada para as próximas décadas, foram estruturados dois cenários ambientais: o Cenário de Perda de Solos Otimista (CPSO) e o Cenário de Perda de Solos Pessimista (CPSP).

3.6.1.1 Cenários de Perda de Solos Otimista (CPSO)

Para o cenário otimista de projeção de perda de solos, foram empregados como atributos da RUSLE o Fator de Erodibilidade (K), o Fator de Comprimento de Rampa e Declividade (LS), sem modificações em comparação à projeção de perda de solos para o cenário atual. Porém, os fatores Erosividade (R) e Uso e Cobertura das Terras e Práticas Conservacionistas (CP) sofreram modificações.

Em relação à erosividade, as informações pluviométricas foram oriundas do modelo de mudanças climáticas FIO-ESM-2-0 (*First Institute of Oceanography Earth System*), com chuvas projetadas no cenário SSP126 (*Shared Socioeconomic Pathways*) para os anos de 2060, 2080 e 2100, considerado otimista. Esse modelo apresenta variáveis que estipulam um futuro sem drásticas alterações climáticas e socioeconômicas.

O modelo FIO-ESM-2-0, versão 2.0, que integra o Projeto de Intercomparação de Modelos Climáticos Fase 6 (CMIP6), foi desenvolvido pelo Primeiro Instituto de Oceanografia (FIO) e pelo Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia Marinha de Qingdao (QNLN), localizado na região de Qingdao, na China (Bao; Song; Qiao, 2020).

O modelo FIO-ESM-2-0, com resolução espacial de 10 minutos ($\sim 340 \text{ km}^2$), foi selecionado devido às suas projeções não superestimarem as chuvas para a região Nordeste do Brasil, principalmente para os ambientes sobre a vegetação de caatinga, consequentemente no clima semiárido, segundo estudos de Dantas *et al.* (2022) e Neres *et al.* (2025). Com isso, esse modelo melhor se ajusta às características climatológicas e espaciais das chuvas.

Para captar os valores pluviométricos para o cálculo da RUSLE, foi obtida uma base de dados em formato matricial, disponível no banco de dados da plataforma do *WorldClim*, gerada pela Unidade de Pesquisa Climática da Universidade de *East Anglia*, por meio do CRU-TS-4.06, e está disponível para download em <“<https://worldclim.org/data/cmip6/cmip6/climate.html>”> (Fick; Hijmans, 2017).

Os dados foram espacializados sobre a área da bacia hidrográfica do Riacho Pontal, extrapolando 50 km além do seu limite. A partir daí, os dados de chuvas foram coletados da base espacializada, levando em consideração os pontos de localização das estações meteorológicas empregadas na modelagem da erosividade e perda de solos do ano de 2023.

Para o fator uso e cobertura das terras e práticas conservacionistas (*CP*), no cenário ambiental CPSO, foi empregado o mapeamento de uso e cobertura das terras projetado no DINAMICA EGO para os anos de 2060, 2080 e 2100.

3.6.1.2 Cenários de Perda de Solos Pessimista (CPSP)

Para o cenário pessimista de projeção de perda de solos, foram empregados, de forma semelhante ao cenário CPSO, os atributos da RUSLE: erodibilidade (*K*), comprimento de rampa e declividade (*LS*), e o de uso e cobertura das terras e práticas conservacionistas (*CP*), que não sofreram modificações em comparação à projeção de perda de solos para o cenário atual; somente o fator erosividade (*R*) sofreu modificação.

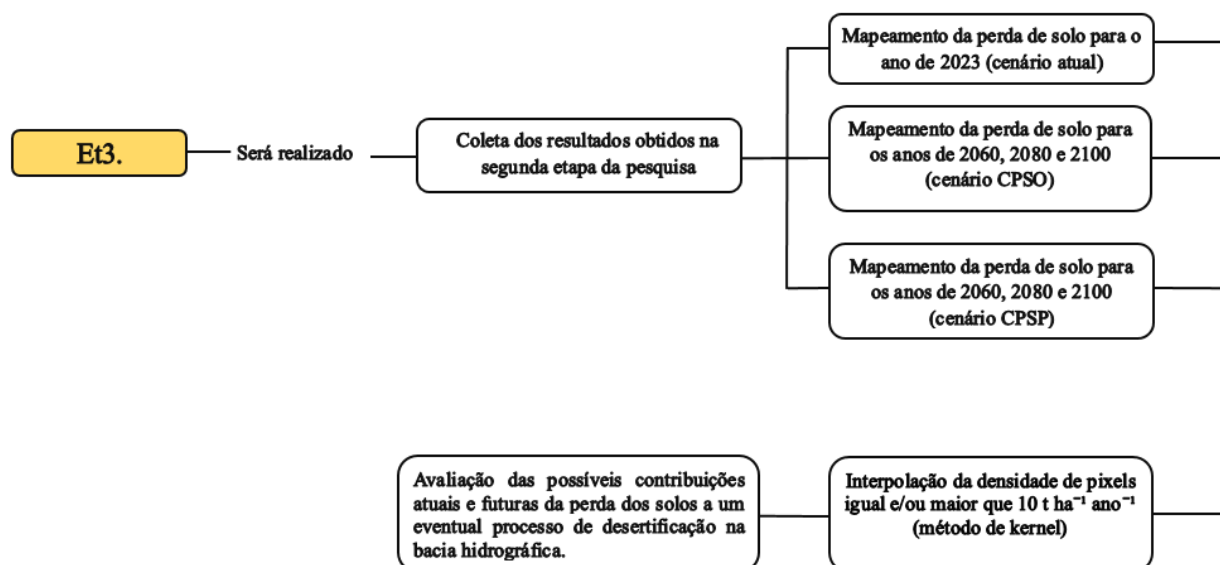
Em relação ao fator erosividade, os dados de chuva foram projetados pelo modelo de mudanças climáticas FIO-ESM-2-0, por meio do cenário SSP585 (Pessimista), que apresenta um futuro com grande desenvolvimento socioeconômico baseado em altas taxas de emissões de gases de efeito estufa.

Em relação ao fator uso e cobertura das terras e práticas conservacionistas (*CP*), foi empregado o mesmo mapeamento projetado utilizado no cenário ambiental CPSO para os anos de 2060, 2080 e 2100.

3.6.2 Possíveis contribuições atuais e futuras da perda do solo a um eventual processo de desertificação

A terceira e última etapa será a consolidação da pesquisa por meio da discussão dos resultados obtidos nas duas primeiras etapas, ou seja, os resultados dos mapeamentos de perda de solos, tanto no cenário atual (2023) quanto nos projetados para os anos de 2060, 2080 e 2100, em cenários otimista (CPSO) e pessimista (CPSP), os quais servirão de base para a análise das contribuições da dinâmica da perda de solos a um eventual processo de desertificação na área de estudo (Figura 13).

Figura 13 - Mapa conceitual dos procedimentos metodológicos da etapa 3



Elaboração: Próprio autor (2023).

Inicialmente, foi realizado um mapeamento da densidade de pontos críticos, nos quais estão concentrados os maiores picos estimados de perda de solos. Para isso, foram extraídos os *pixels* cujos valores de materiais erodíveis foram superiores a $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, representando as classes de perda de solos Alta e Alta a Muito Alta para o ano de 2023 (cenário atual) e para as projeções futuras nos anos de 2060, 2080 e 2100, em cada um dos cenários ambientais de perda de solos modelados nesta tese (CPSO e CPSP).

A escolha por este recorte quantitativo de perda de solos foi baseada em estudos como os desenvolvidos por Wijitkosum (2021), Zhang (2015) e Zhang e McBean (2015), os quais indicam que áreas com perda igual ou superior a $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ apresentam contribuições acentuadas à desertificação, diante da severidade da perda e, consequentemente, da dificuldade de recuperação da camada agricultável do solo.

Separados os *pixels*, estes foram transformados em pontos e, em seguida, submetidos à interpolação por densidade utilizando o método de *Kernel*. Este método é utilizado para identificar os padrões de concentração e/ou agregação espacial de fenômenos pontuais e é um método estatístico para estimação de curvas de densidade (Li *et al.*, 2021).

De acordo com Rizzatti *et al.* (2020), a densidade de *Kernel* irá suavizar as superfícies, calculando a densidade para cada região da área de estudo, utilizando interpolação. Os referidos autores abordam que, para a aplicação desse método, adotam-se dois parâmetros definidores ou básicos: o primeiro é o raio de influência e o segundo é a função de estimação.

Para a classificação em graus da contribuição da perda de solos para um eventual processo de desertificação foi contabilizado o quantitativo de *pixels* com valores de perda superior a $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em grades de $1,5 \text{ km}^2$. A classificação da citada quantificação é apresentada na Tabela 12, em que quanto maior o número de *pixels* com perdas acentuadas a partir de $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ maior o grau de contribuição.

Tabela 12 - Distribuição das classes de contribuição da perda de solos a um eventual processo de desertificação e quantificação de áreas com taxas superiores a $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em quadrantes de $1,5 \text{ km}^2$ na área de estudo

Classe de contribuição	Quantitativo de <i>pixels</i> acima de $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em um quadrante de $1,5 \text{ km}^2$ (%)	Resolução espacial/Tamanho do <i>pixel</i> (m)
Ausente	0 a 10	39,9
Baixo	10,1 a 35	
Moderado	35,1 a 45	
Alto	45,1 a 70	
Muito alto	$\geq 70,1$	

Elaboração: Próprio autor (2025).

Nesta fase de análise foram consultados pontos em campo para verificação visual (observação) da severidade da perda de solos atualmente, sendo observados: presença de erosão laminar e/ou linear; presença do horizonte A dos solos e práticas agrícolas.

Após o mapeamento, foram aferidas análises qualitativas sobre as possíveis contribuições da perda de solos para um possível processo de desertificação. As reflexões foram baseadas em estudos nacionais e internacionais com realidades semelhantes às apresentadas nas áreas críticas da bacia hidrográfica do Riacho Pontal.

Com a metodologia apresentada nesta seção, que incluiu a caracterização da bacia hidrográfica do Riacho Pontal e a descrição dos procedimentos adotados, a terceira seção avança para a apresentação e discussão dos resultados. Abordam-se os fatores físico-naturais e antrópicos que influenciam a estimativa atual de perda de solos, bem como a calibração e validação do modelo DINAMICA EGO para projeção do uso da terra e dos cenários climáticos (2060, 2080 e 2100). Por fim, analisa-se o grau de perda de solos nesses períodos e as possíveis contribuições ao risco de desertificação.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, são apresentados e discutidos os resultados encontrados. Na sequência, abordam-se os resultados relacionados aos fatores de origem físico-naturais e antropogênicos, cujos dados são expressos por meio de mapas temáticos. O cruzamento desses mapeamentos deu origem à discussão e ao mapeamento da estimativa da perda de solos atual da bacia hidrográfica do Riacho Pontal, localizada no oeste do estado de Pernambuco. Em seguida, discutem-se os resultados referentes à calibração e validação do modelo DINAMICA EGO de projeção do uso da terra, bem como os cenários de mudanças climáticas projetados para a área de estudo (2060, 2080 e 2100). Discute-se, também, a dinâmica dos cenários de perda de solos para os referidos anos. Por fim, apresenta-se a avaliação das possíveis contribuições das perdas de solo para um eventual processo de desertificação.

4.1 Investigação dos fatores de origem físico-naturais e antropogênicos da RUSLE: Índice de erosividade pluviométrica – fator R

De acordo com nossos resultados, os índices de erosividade R encontrados na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (Figura 14-A) mostram que o valor médio anual foi de 3.505,63 MJ.mm/ha.h.ano. Isso indica que os valores mínimo e máximo estimados para a erosividade foram, respectivamente, 3.195,51 MJ.mm/ha.h.ano. e 3.955,73 MJ.mm/ha.h.ano.

Ao analisar os resultados obtidos no parágrafo anterior e compará-los com a classificação de Carvalho (2008), descrita na Tabela 13, observa-se que toda a área de estudo apresenta índice de erosividade pluviométrica anual (R) classificado como média, conforme evidenciado no mapeamento de erosividade da Figura 14-A.

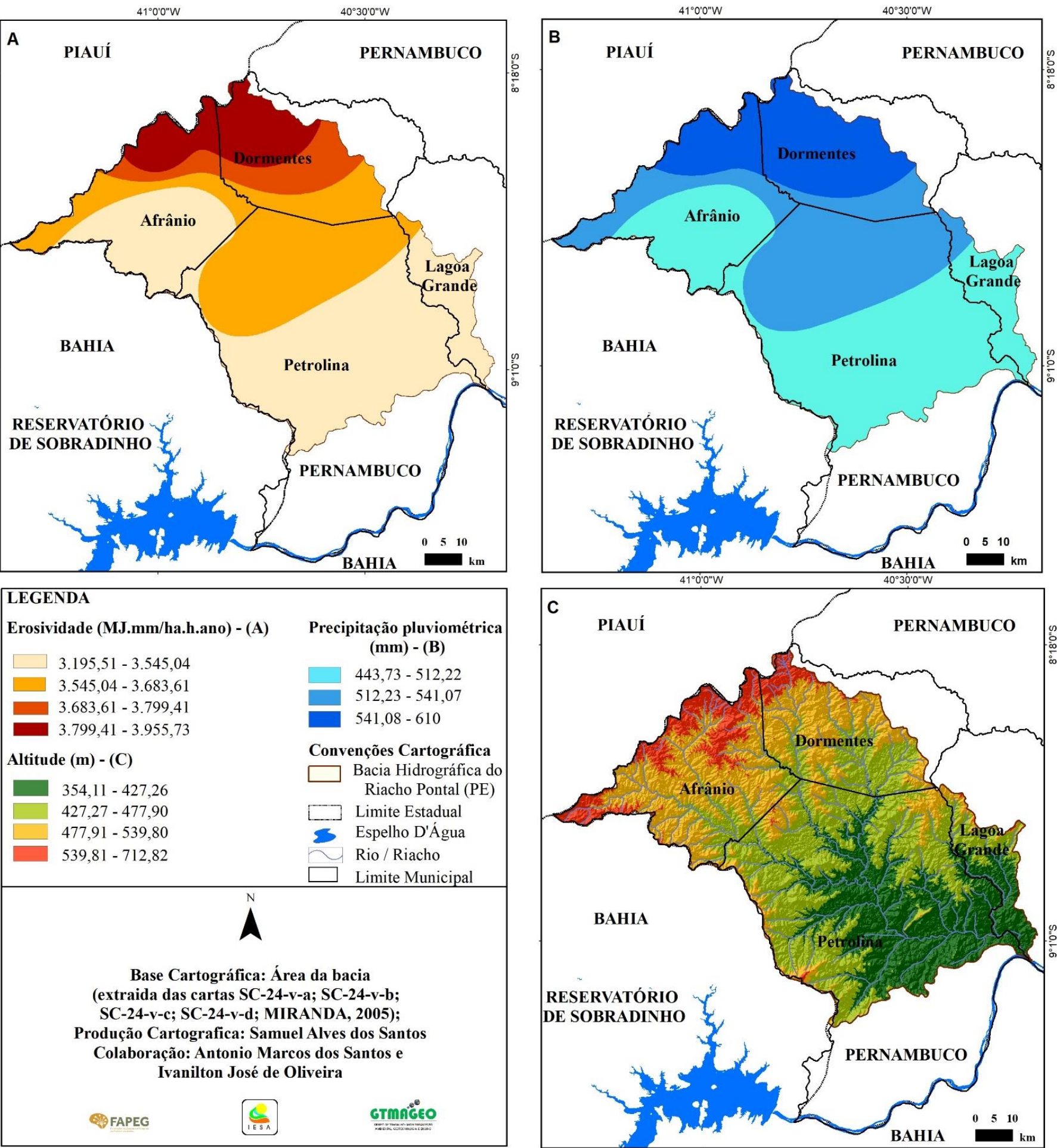
Tabela 13– Classes de erosividade pluviométrica anual (R) proposta por Carvalho (2008)

Erosividade (MJ.mm/ha.h.ano)	Classe de Erosividade
$R \leq 2.452$	Erosividade fraca
$2.452 < R \leq 4.905$	Erosividade média
$4.905 < R \leq 7.357$	Erosividade média a forte
$7.357 < R \leq 9.810$	Erosividade forte
$R > 9.810$	Erosividade muito forte

Elaboração: Adaptada de Carvalho (2008).

Figura 14—Mapeamento da Erosividade (A), Precipitação pluviométrica (B) e Altitude (C) da área estudada

EROSIVIDADE (A), PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA (B) E ALTITUDE (C) DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIACHO PONTAL (PE)



Elaboração: Próprio autor (2023).

A classe de erosividade que prevalece na bacia está situada em parte da porção oeste, estendendo-se em direção ao sul-sudeste e leste da bacia hidrográfica, com valores que variaram de 3.195,51 a 3.545,04 MJ.mm/ha.h.ano, ou seja, correspondem aos menores valores de erosividade.

Com base no que foi descrito no parágrafo anterior e, ao se estabelecer uma analogia com os mapeamentos de precipitação pluviométrica e altitude, é possível identificar que as menores taxas de erosividade também se localizam em áreas que apresentam predominância de menores precipitações e altitudes, cujos valores mais baixos variam de 354,11 a 477,90 metros, conforme a Figura 14-C.

Observa-se que os índices pluviométricos aumentam no sentido sul-sudeste para norte da bacia hidrográfica, o que acarreta um aumento no potencial de erosividade das chuvas nessa região, conforme ilustrado na Figura 14-A. Os valores mais elevados de pluviosidade concentram-se nas porções norte-noroeste e norte-nordeste da bacia, ou seja, na parte em que as chuvas estão mais concentradas, encontram-se as áreas de maiores altitudes que variaram de 477,91 a 712,82 metros de acordo com a Figura 14-C.

O que explica as maiores erosividade nestes ambientes da bacia é o fator orográfico exercido pelo relevo ao barrar o deslocamento do ar úmido provocando chuvas concentradas nestes locais. A análise conjunta dos três mapeamentos (Figuras 14-A, 14-B e 14-C) revela que as maiores manchas de erosividade pluviométrica coincidem com essas regiões mais chuvosas e com as maiores altitudes, caracterizando-as como áreas críticas para a perda de solo, com valores de erosividade variando entre 3.799,41 e 3.955,73 MJ.mm/ha.h.ano.

Estudos desenvolvidos com foco na erosividade das chuvas sobre os solos dos municípios que abrangem a bacia hidrográfica em estudo apontam resultados semelhantes aos aferidos nesta tese. Destaca-se o estudo realizado por Santos e Santos (2021), os quais evidenciam que as maiores erosividades estão concentradas nas regiões mais elevadas dos municípios de Afrânio e Dormentes — justamente as áreas de maiores altitudes da bacia.

A Figura 15 ilustra uma chuva registrada durante o trabalho de campo desta pesquisa. Sobre a chuva ocorrida no dia 21/01/2023, pode-se dizer que teve duração em torno de 40 minutos do seu início ao final. Em chuvas de mesma intensidade, de acordo com Pes e Giacomini (2017), quanto maior a duração, maior será o potencial erosivo.

Um detalhe importante pode ser observado nas Figuras 15-A e 15-B: trata-se de solos rasos com evidências de perdas por erosão, estendendo-se lateralmente ao longo das margens direita e esquerda do curso d'água. Além disso, o processo de erosão linear aprofundou-se com

os eventos chuvosos, formando enxurradas que iniciaram o escavamento do solo. Observa-se, ainda, que nesta área já foi atingida a rocha matriz.

Figura 15 - Paisagem registrada no povoado de Lagoas, município de Dormentes (PE), minutos antes da chuva (A); Transporte e remoção do material particulado através de *splash* e escoamento superficial em Argissolo Vermelho-Amarelo no mesmo local da imagem anterior (B)



Elaboração: Próprio autor (2023).

Por meio da água turva observada na Figura 15-B, é possível visualizar um escoamento de enxurrada em fluxo turbulento, evidenciado pelas ondulações na superfície. O impacto das gotas de chuva e o escoamento superficial da enxurrada em fluxo turbulento foram capazes de provocar o transporte e a remoção do material particulado responsável pela turbidez. Em parte, isso fica visível pela cor da água que irá indicar a existência de uma grande quantidade de materiais particulados em suspensão.

A precipitação pluviométrica exerce um papel importante, mas não exclusiva, na taxa de perda de solos por erosão. Contudo, é necessária uma explicação completa sobre todos os fatores que compõem a Equação Universal de Perda de Solo Revisada, dada a extrema importância de se conhecer o nível de erosão para o adequado planejamento conservacionista do uso da terra.

4.2 Fator Erodibilidade – também representado como o Fator K

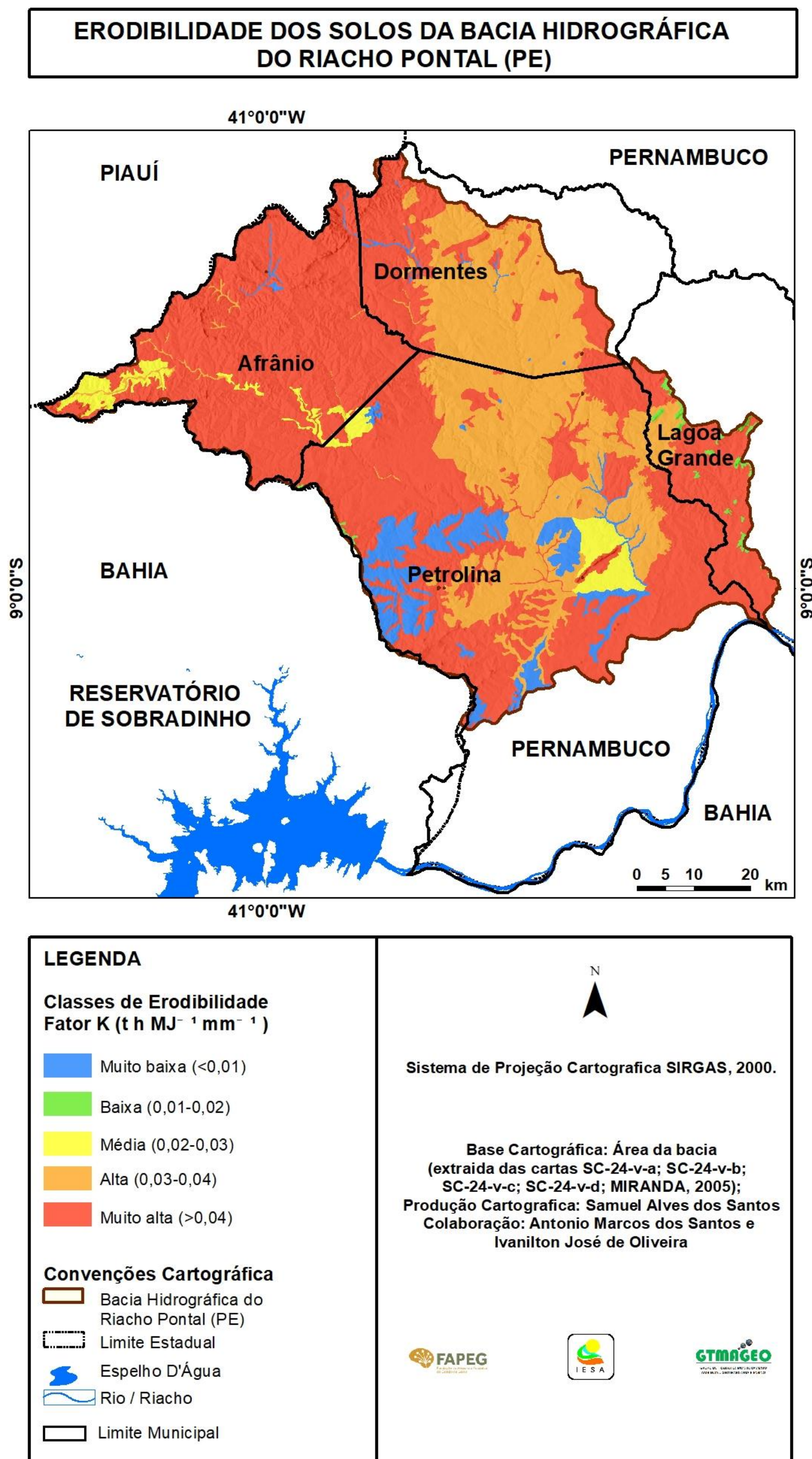
De acordo com Queiroz *et al.* (2021), o fator K (erodibilidade) é considerado um dos elementos mais significativos para a compreensão do processo erosivo. O mapeamento do fator K, apresentado na Figura 16, demonstra a espacialização da erodibilidade dos solos nos limites demarcados da bacia hidrográfica em estudo. Verifica-se uma variação entre as classes: Muito baixa, Baixa, Média, Alta e Muito alta, sendo esta última a predominante.

Na bacia em estudo, a área coberta pela classe de erodibilidade Muito alta ocupa cerca de 3,72 mil km², o que corresponde a quase 62% dos solos da bacia (Figura 16 e Tabela 14). Trata-se da classe com maior predominância, apresenta concentrações por toda a área de estudo, com destaque para os municípios de Afrânio e Dormentes, ao norte da bacia, bem como no extremo sul, próximo à foz. Outra área de concentração dessa classe de erodibilidade localiza-se entre os limites municipais de Afrânio e Petrolina, no sudoeste da bacia em estudo.

Tabela 14 - Classes de erodibilidade dos solos (K) com respectivas áreas em porcentagens da bacia hidrográfica do Riacho Pontal

Erodibilidade - Fator K (t h MJ ⁻¹ mm ⁻¹)	Área (Km ²)	%	Classe de Risco
< 0,01	361,68	6,01	Muito baixa
0,01 – 0,02	36,21	0,6	Baixa
0,02-0,03	197,32	3,28	Média
0,03 – 0,04	1.701,4	28,28	Alta
> 0,04	3.718,69	61,83	Muito alta

Elaboração: Adaptada de Chaves *et al.* (2015) e Queiroz *et al.* (2021).

Figura 16- Erodibilidade dos solos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)

Elaboração: Próprio autor (2025).

As áreas onde se concentram as manchas de erodibilidade Muito alta são representadas pelos Cambissolos Háplicos, Neossolos Litólicos, Argissolos Amarelos e Argissolos Vermelho-Amarelos.

Em relação aos Cambissolos Háplicos, destaca-se a amostra S55 (Apêndice B), a qual apresentou textura classificada como areia franca e 0% de matéria orgânica, considerada nula ou inexistente, resultando em erodibilidade estimada de $0,090 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. Outras amostras de Cambissolo Háplico que apresentaram valores muito altos para o fator K foram as S3, S31 e S61. Três delas estão localizadas no município de Afrânio, e apenas a S31, no município de Petrolina.

Marondedze e Schütt (2020) encontraram valores do fator K para *Cambisols* (Cambissolos) semelhantes aos encontrados nesta tese. Os autores enfatizam que os valores variam no distrito de *Epworth*, na província de *Harare*, no Zimbábue, entre $0,06$ e $0,09 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, sendo mais elevados ao longo das encostas que ladeiam os vales.

Outro solo que apresentou erodibilidade Muito alta foi o Neossolo Litólico. Destaca-se a amostra S27, com valor de $0,080 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ (Apêndice B), localizada no território de Terra Nova, no município de Petrolina, e a amostra S60, com valor de $0,079 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ (Apêndice B), situada na região da porção de Afrânio, no município de Afrânio. Os elevados valores de erodibilidade dessas amostras estão relacionados aos altos percentuais da fração areia encontrados nessa classe de solo, aliados ao baixo teor de matéria orgânica.

Outras amostras que apresentaram Muito alta erodibilidade foram S32 e S33, ambas da classe dos Argissolos Amarelos, com valores para o fator K de $0,077 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. A amostra S20, coletada sobre um Argissolo Vermelho-Amarelo, apresentou erodibilidade de $0,073 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ (Apêndice B). Vale destacar que as amostras com erodibilidade Muito alta demonstraram que, quanto menor o teor de matéria orgânica e maior o quantitativo da fração areia, maior será o grau de erodibilidade dos solos.

A classe de erodibilidade Alta está presente em quase 28,3% da área de estudo, correspondente a cerca de 1,70 mil km^2 (Figura 16 e Tabela 14). Essa classe concentra-se em uma grande mancha no município de Dormentes, a nordeste da bacia, na parte central, área do município de Petrolina, e na porção sudeste da área de estudo, no município de Lagoa Grande. A classe Alta de erodibilidade é representada pelos Argissolos Vermelho-Amarelos, Neossolos Flúvicos, Argissolos Amarelos e Luvisolos Crômicos, com valores do fator K variando de $0,035$ a $0,038 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. Os valores obtidos neste estudo são semelhantes aos encontrados

por Francisco *et al.* (2014) na bacia hidrográfica do rio Taperoá, no estado da Paraíba, que registraram $0,037 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ para os Luvisolos Crômicos.

A classe classificada como de Muito baixa erodibilidade ocupa uma área de $361,68 \text{ km}^2$, correspondendo a 6,01% do total, sendo a terceira maior classe em extensão territorial na bacia (Figura 16 e Tabela 14). Essa classe de erodibilidade está concentrada na porção sul e sudoeste da área de estudo, abrangendo o município de Petrolina, e aparece também, em menor proporção, ao norte da bacia, nos municípios de Afrânio e Dormentes.

A classe de Média erodibilidade ocupa $197,32 \text{ km}^2$, ou 3,28% da área de estudo, sendo a quarta classe com maior representatividade (Figura 16 e Tabela 14). Sua área encontra-se espacializada nos municípios de Petrolina e Afrânio. Em Petrolina, localiza-se no entorno da base da Serra do Areal; já em Afrânio, está concentrada nas proximidades da nascente da bacia. Outra área está situada entre os limites dos municípios de Afrânio e Petrolina, localizados ao sudoeste da bacia em estudo.

A classe de erodibilidade Baixa é a menor encontrada na área de estudo, ocupa $36,21 \text{ km}^2$ ou 0,60% (Figura 16 e Tabela 14). Está presente próxima aos divisores topográficos de água da bacia, nas porções sudoeste e sudeste, abrangendo áreas dos municípios de Petrolina e Lagoa Grande, respectivamente.

Das 61 amostras de solo analisadas, 18,03% apresentaram valores muito baixos para o fator K, ou seja, menor que $0,01 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. Os solos correspondentes a essas amostras foram: Neossolo Flúvico (amostras S21 e S4); Argissolo Amarelo (amostras S38, S48, S47 e S29); Latossolo Amarelo (amostra S23); Cambissolo Háplico (amostra S49); Vertissolo Háplico (amostra S6); Argissolo Vermelho-Amarelo (amostra S11) e Neossolo Litólico (amostra S46) (Apêndice B). Observou-se que essas amostras apesar de apresentarem texturas variando entre areia, areia franca, franca e franco arenosa, a presença de altos valores de matéria orgânica contribuiu para redução da erodibilidade destes solos.

4.3 Fator Comprimento de Rampa e Declividade – também representado como o Fator LS

Conforme Bertoni e Lombardi Neto (2012), a magnitude da erosão do solo está relacionada com o grau de declive e ao comprimento da rampa. Nesse viés, de maneira semelhante, Djoukbala *et al.* (2018) enfatizam que o comprimento e o grau de inclinação da encosta são fatores determinantes no processo de erosão. Edwards (1987) destaca, em sua

pesquisa, como resultado dessa interação, que o efeito do comprimento da rampa e do grau de inclinação do terreno deve sempre ser considerados juntos.

Os mapeamentos das Figuras 16-A, 16-B e 16-C apresentam propriedades morfométricas do relevo da área de estudo, como tipologia, declividade do terreno, comprimento de rampa (Fator L) e fator topográfico (LS) da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE). Para analisar os resultados do fator topográfico (LS), foi utilizada a classificação adotada por Lepsch (1991), referente às classes de declividade que também foi adotada pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma-Agrária (INCRA, 2006) (Tabela 15).

Tabela 15 - Classes de declividade para a bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)

Classes de Declividade (%)	Tipologia do Relevo	Área (km ²)	%
0-2	Plano	1.972,1	32,78
2,1-5	Suave Ondulado	2.916,73	48,48
5,1-10	Moderadamente Ondulado	994,69	16,53
10,1-15	Ondulado	87,86	1,47
15,1- 22	Forte Ondulado	43,95	0,74

Elaboração: Adaptado de Lepsch (1991) e INCRA (2006).

A classe de declividade predominante em toda a bacia hidrográfica varia de 2,1% a 5%, sendo caracterizada como suave ondulada (Figura 17), com uma área de aproximadamente 2,92 mil km², ou quase 49%, conforme a Tabela 15. O relevo plano, com declividade entre 0% a 2%, é a segunda classe que predomina na região de estudo, cuja área é de aproximadamente 1,97 mil km², ou quase 33%.

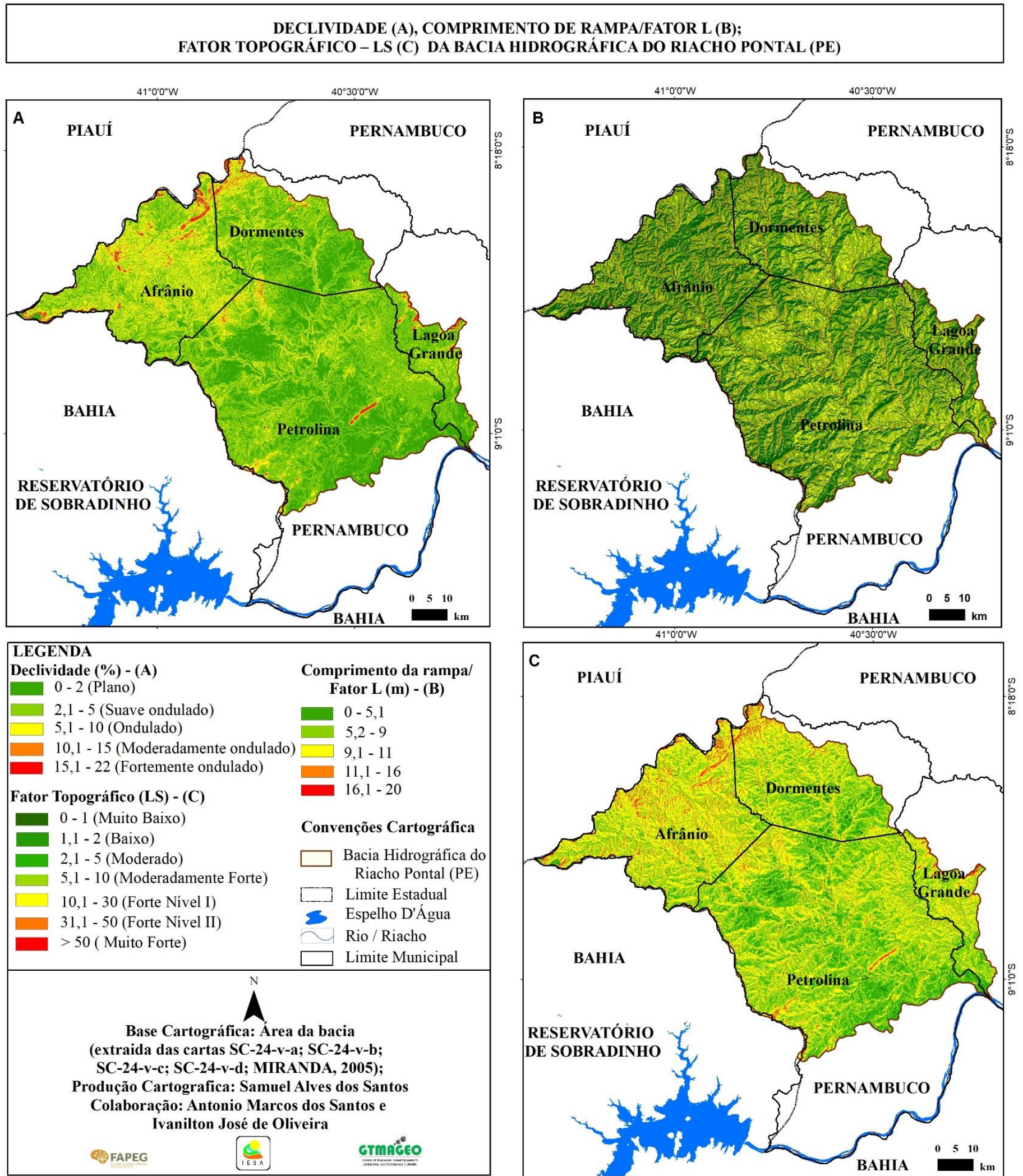
Nessas áreas da bacia, o fator LS e o fator L variam, respectivamente, de 0 a 1 (muito baixo) até 2,1 a 5 (moderado) (Tabela 16) e de 0 a 9 (Figura 17-B), visto que, em terrenos planos, em decorrência da ausência de áreas em declive, o escoamento das águas é reduzido. Nesse sentido, Santos e Santos (2021) enfatizam que o transporte de sedimentos é mínimo possível em comparação com áreas de maiores declividades, como as do oeste do estado de Pernambuco, região onde se encontra a bacia hidrográfica do Riacho Pontal. Devido a essa característica, consequentemente, a perda de solos tende a ser baixa.

Tabela 16 - Classes do fator LS para a bacia do Riacho Pontal (PE)

Fator LS	Classes	Área (km ²)	%
0-1	Muito baixo	50,15	0,83
1,1-2	Baixo	114,12	1,89
2,1 - 5	Moderado	1.220,93	20,29
5,1-10	Moderadamente forte	2.120,85	35,26
10,1- 30	Forte I	2.164,23	35,98
30,1- 50	Forte II	267,42	4,45
> 50	Muito forte	77,63	1,3

Elaboração: Adaptado de Fornelos e Neves (2009).

Figura 17 - Declividade (A), Comprimento de Rampa/Fator L (B); Fator Topográfico – LS (C) da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)



Elaboração: Próprio autor (2023).

Uma área equivalente a 1,38 mil km², ou quase 23% da bacia, apresenta valores do fator LS que variam de muito baixo a moderado (Tabela 16), o que indica que, nesses locais, segundo Santos, Almeida e Santos (2019) e Silva *et al.* (2022), irá exercer pouca influência no processo erosivo. Esse dado pode ser associado aos baixos valores de declividade nessas áreas (Figura 17-A), de modo que a perda de solos se mostra mais frágil à declividade do que ao comprimento de rampa.

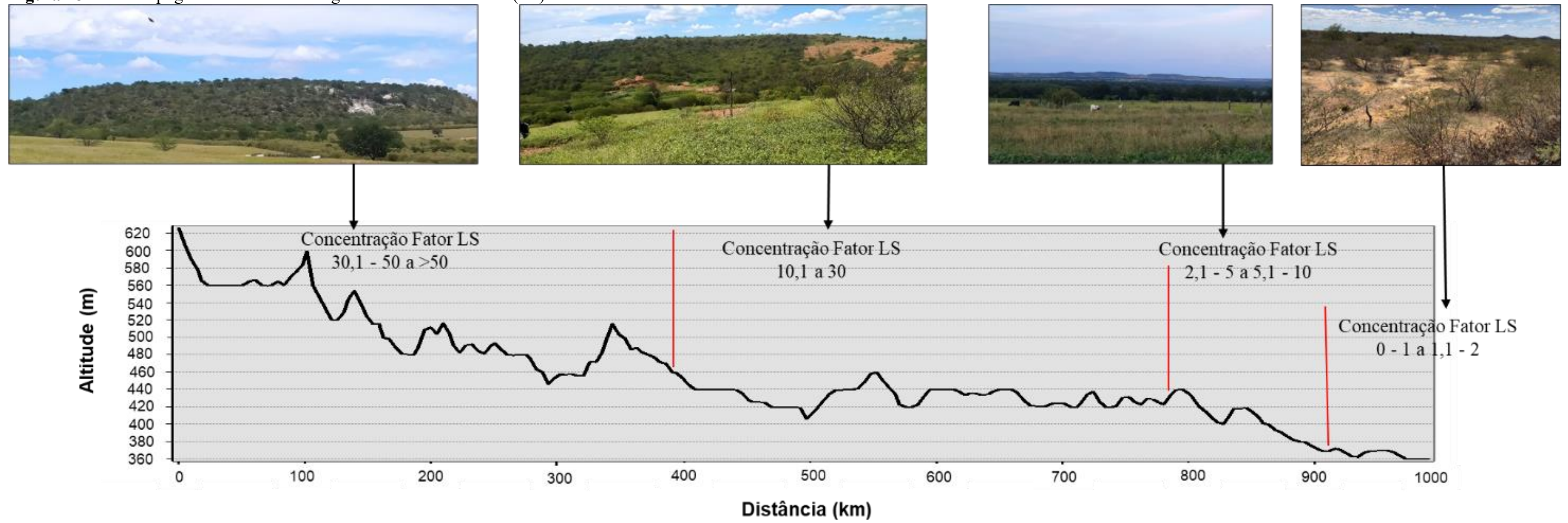
No perfil topográfico apresentado, observa-se altitudes que variam de 440 metros a < 380 metros. Nessa parte do perfil, encontra-se uma concentração do fator LS de 2,1–5 (moderado) a 5,1–10 (moderadamente forte), em áreas com paisagem com pequenas suavidades (Figura 18). Já na parte do perfil topográfico com altitudes inferiores a 380 m, predominam áreas mais planas, nas quais se concentram as classes do fator LS de 0–1 (muito baixo) a 1,1–2 (baixo) (Figura 18).

A parte central do perfil topográfico (Figura 18) apresenta uma variação altimétrica entre aproximadamente 460 e 410 metros. Observa-se um ambiente menos íngreme em comparação à descrita no parágrafo anterior. Nessas áreas, concentram-se as classes do fator LS variando entre 10,1 e 30 (Forte I), ocupando uma extensão de 2,16 mil km², correspondente a quase 36% da área de estudo, configurando-se como a classe de maior abrangência em relação ao fator LS.

Os menores valores do fator LS são registrados nos municípios situados próximos à foz da bacia hidrográfica, onde o uso da terra é predominantemente voltado à Agricultura Irrigada. Essa preferência justifica-se pelo fato de serem áreas estratégicas, localizadas em regiões planas e próximas ao rio São Francisco. Aqui cabe uma observação importante: não quer dizer que essas áreas onde está localizada a Agricultura Irrigada não irão ter influência sobre a perda de solos. Pelo contrário, essas áreas, a depender do uso e manejo do solo, poderão sofrer efeitos adversos provocados pelo processo erosivo.

Os intervalos do fator topográfico LS classificados como moderado (2,1–5) e moderadamente forte (5,1–10) correspondem à terceira e à segunda maior área da bacia hidrográfica, ocupando, respectivamente, 1,22 mil km² (ou quase 20%) e 2,12 mil km² (ou quase 35%) do total. Esse quantitativo, indica que grande parte da bacia, apresenta maior potencial ao processo erosivo, caso fosse empregar apenas este parâmetro.

Figura 18 - Perfil topográfico da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE) de noroeste a sudeste



Elaboração: Próprio autor (2023).

Dessa forma, as classes do fator LS classificadas como moderado e moderadamente forte, que abrangem a área de estudo, totalizam, respectivamente, 20,29% e 35,26%, o que representa 55,55% da área total da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE), configurando-se como duas das três classes predominantes na região.

Nesse contexto, Mohammad Basri *et al.* (2019) destacam que áreas com valores de LS superiores a 5 são mais susceptíveis à erosão do solo em comparação àquelas com valores inferiores. Ao analisar a Tabela 16, observa-se que valores de LS inferiores a 5 abrangem 23,01% da área de estudo, enquanto valores superiores a 5 estão presentes em 76,99% da bacia.

As classes de declividade com menor representatividade, correspondentes a 87,86 km² (1,47%) e 43,95 km² (0,74%) da área de estudo (Tabela 15), referem-se aos relevos ondulado (10,1 a 15%) e fortemente ondulado (15,1 a 22%), respectivamente. De acordo com Viel (2015) e Silva *et al.* (2022), quanto maior a declividade, maior será a velocidade do escoamento superficial e, conseqüentemente, mais intensa será a ação de remoção e transporte de partículas do solo.

O relevo ondulado, com variação de declividade entre 10,1% e 15%, predomina no município de Afrânio (PE), especialmente na porção norte-noroeste, estendendo-se em direção ao oeste-noroeste da bacia hidrográfica (Santos; Santos, 2021). Nesse contexto, os resultados associados ao fator LS indicam valores variando de 0 a >50 (Figura 17-C; Tabela 16). Assim, observa-se que o potencial erosivo tende a aumentar à medida que a inclinação das encostas aumenta (Bekele *et al.*, 2019).

Na parte do perfil topográfico onde encontra-se as maiores altitudes, variando de >600 metros a 450 metros, observa-se um nível topográfico mais alto, caracterizado por uma paisagem que varia de moderadamente ondulado à forte ondulado (Figura 18). Essas áreas correspondem ao perfil topográfico com maior concentração do fator LS, cujos valores variam de 30–50 (Forte nível II) a >50 (Muito forte), localizando-se em áreas mais de encostas com declividades entre moderadamente ondulado a fortemente ondulado.

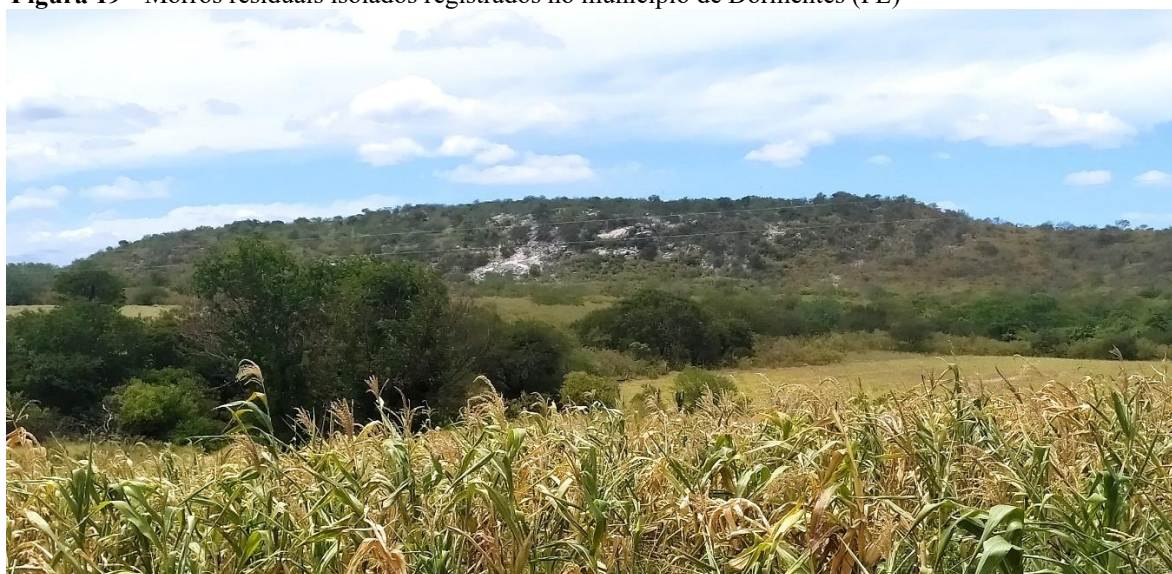
Verifica-se que uma área de 345,05 km², correspondente a 5,75% da bacia, apresenta valores do fator LS entre 30–50 (Forte nível II) e >50 (Muito forte). Dessa forma, constata-se uma correlação entre os elevados valores de declividade e os altos índices do fator LS.

Com base nesses dados, observa-se que as classes do fator LS classificadas como Forte nível II e Muito forte estão situadas próximas aos topos dos terrenos fortes ondulosos, ou seja, em áreas de maior declividade e, conseqüentemente onde os comprimentos de rampa (fator L) também maiores. Possivelmente, nessas áreas, há maior potencial para ocorrência de elevadas

taxas de perda de solos por erosão (Figura 17; Tabela 16).

Os relevos classificados como forte ondulado e moderadamente ondulado estão concentrados, em sua maior parte, nos municípios de Dormentes (PE) e Afrânio (PE), onde há presença de serras, serrotes e morros residuais isolados denominados morros testemunhos (Figura 19). Esses estão concentrados próximos aos divisores topográficos de águas da bacia, localizados na porção norte, estendendo-se até a porção oeste-noroeste.

Figura 19 - Morros residuais isolados registrados no município de Dormentes (PE)



Elaboração: Próprio autor (2023).

Essa tipologia de relevo também ocorre em trechos isolados do leste-nordeste, nos limites da bacia, no município de Lagoa Grande (PE), bem como em pequenas áreas à leste-sudeste do município de Petrolina (PE). As manchas referentes a esta tipologia de relevo estão situadas próximos aos limites da bacia, em locais onde há serras, morros e serrotes, como, por exemplo, a Serra do Areal. Nessas áreas, observa-se que o fator LS varia entre Forte nível II a Muito forte, nos quais há predomínio de rochas expostas, resultantes da ação do processo erosivo.

Os morros testemunhos indicam que, anteriormente, as áreas mais planas possuíam altitudes semelhantes à dos topos desses morros. Com o tempo, formaram-se vales entre a parte alta e os morros, os quais mantiveram a mesma altitude. Os morros testemunhos representam, portanto, a antiga extensão dessas superfícies, evidenciando que, devido aos processos erosivos, os solos de ambientes mais aplainados foram erodidos e transportados (Figura 19).

Segundo Blanco-Canqui e Lal (2008), encostas mais longas e íngremes, especialmente aquelas desprovidas de cobertura vegetal adequada, são mais susceptíveis a elevadas taxas de

erosão durante eventos de chuvas intensas, em comparação com encostas mais curtas e menos íngremes.

Os maiores valores do fator LS concentram-se em áreas de vertentes em declive, onde os valores do fator L situam-se, predominantemente, entre 9,1 a 20, e as declividades variam de ondulado (5,1–10%) a forte ondulado (15,1–22%) (Figuras 16 – A, B e C). Esses valores estão associados aos paredões de serras, serrotes e morros que delimitam as unidades morfoestruturais, bem como às morfologias dissecadas presentes no interior da bacia (Figura 20 – A) e nos divisores topográficos de águas (Figura 20 – B).

Figura 20 - Relevo dissecado no interior da bacia, município de Dormentes (PE) (A); e Divisor superficial (topográfico) da bacia hidrográfica do Riacho Pontal, município de Lagoa Grande (PE) (B)



Elaboração: Próprio autor (2023).

Destaca-se que essas áreas apresentam maior potencial de perda de solos em decorrência dos processos erosivos, atribuídos aos elevados valores do fator LS, do fator L e às acentuadas declividades.

A Imagem 20 (A) ilustra a paisagem correspondente às classes de relevo mencionadas no parágrafo anterior, registradas na área da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE), perturbadas por intensos processos erosivos.

Figura 21 - Erosão em vale suave ondulado sobre área de pastagens encontrada no município de Afrânio (PE);



Elaboração: Próprio autor (2023).

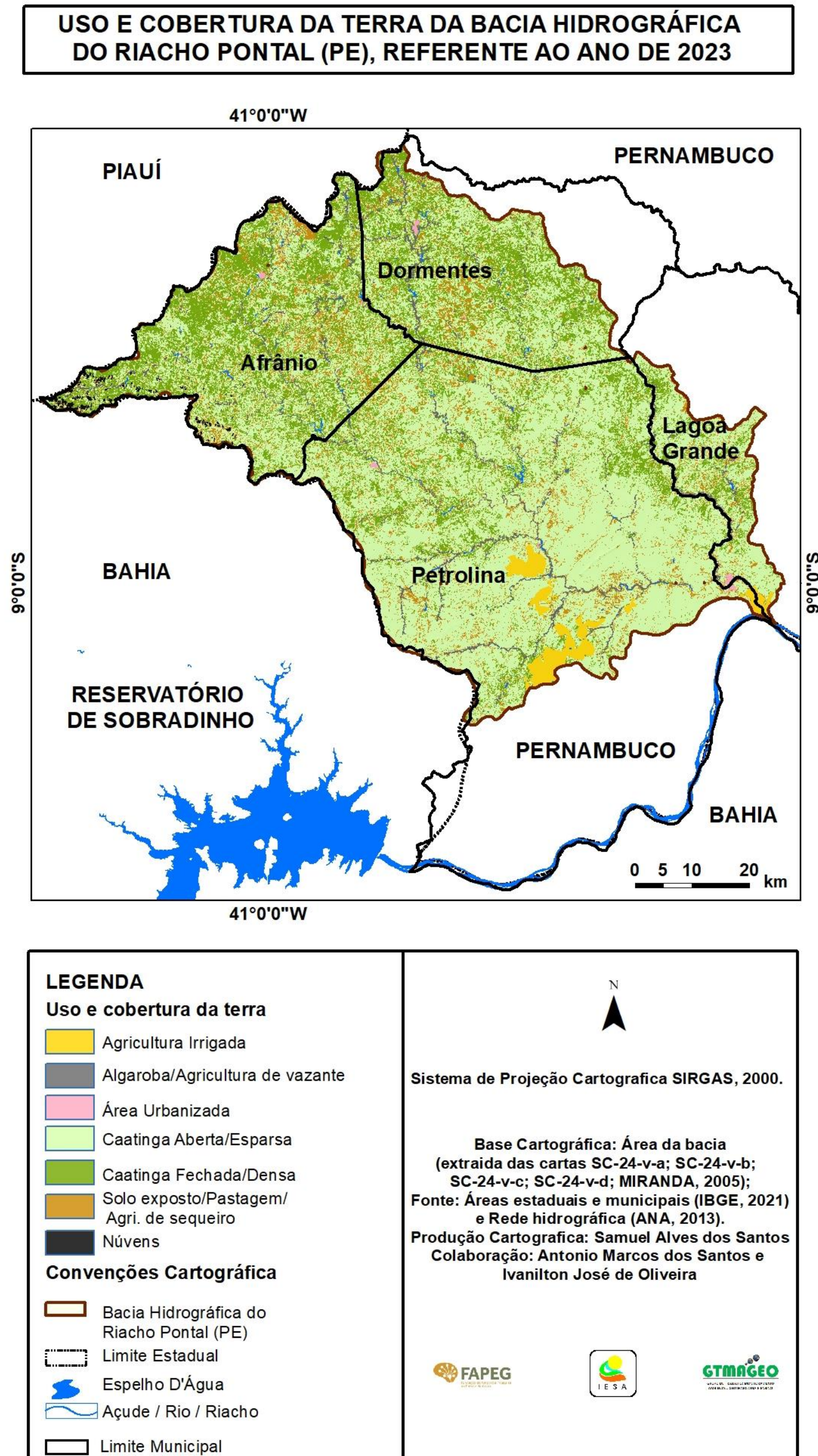
Em relação à declividade, Crepani *et al.* (2001) ressaltam que, quanto maior a inclinação, maior será a velocidade do fluxo de água proveniente da precipitação pluviométrica. Como consequência, haverá maior intensidade do fator topográfico (LS). Diante disso, em áreas com maior declividade, tendem a prevalecer os processos erosivos (morfogênese).

4.4 Fator uso e cobertura das terras e práticas conservacionistas (CP)

Para Wischmeier e Smith (1978), o fator uso e cobertura das terras (C) está vinculado entre a perda de solos em áreas cultivadas, sob condições específicas, e as perdas correspondentes em terrenos mantidos continuamente descobertos e sem cultivo. Segundo os referidos autores, esse fator mensura o efeito combinado de todas as variáveis de cobertura e gestão inter-relacionadas. Liu *et al.* (2023) enfatizam que a classe de uso e cobertura da terra é um fator relevante que influencia a erosão do solo. De acordo com os autores, à medida que a cobertura vegetal aumenta, a taxa de erosão do solo tende a diminuir.

O fator CP na área de estudo variou de 0,000 a 1,000, sendo os valores atribuídos a cada classe de uso e cobertura da terra e às práticas conservacionistas apresentados na Tabela 17. Ao analisar a Figura 22 e a Tabela 17, observa-se o predomínio da classe Caatinga Aberta/Esparsa, a mais representativa, abrangendo uma área de 3,8 mil km², ou quase 63% da área total, com valor de 0,087 para o fator CP.

Figura 22—Mapeamento das classes de uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE), referente ao ano de 2023



Elaboração: Próprio autor (2024).

Tabela 17 – Classes de uso e cobertura da terra – Fator (CP)

Classe	Valor de CP	Área (km ²)	%
Agricultura Irrigada	0,460	111,53	1,86
Algaroba/Agricultura de vazante	0,500	6,60	0,11
Área Urbanizada	0,001	9,31	0,16
Caatinga Aberta/Esparsa	0,087	3.780,49	62,84
Caatinga Fechada/Densa	0,016	1.484,34	24,67
Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro	1,000	602,94	10,03
Núvens	0,000	20,12	0,33

Elaboração: Próprio autor (2023).

A segunda classe com maior representatividade é a Caatinga Fechada/Densa, que ocupa aproximadamente 1,5 mil km², equivalentes a quase 25% da área de estudo (Tabela 17). Essa classe de uso e cobertura proporciona maior proteção do solo contra os processos erosivos, em razão da presença da cobertura vegetal, que reduz o impacto direto das gotas de chuva sobre o solo (Figura 23).

Figura 23 - Caatinga fechada arbórea na comunidade de Caatinga Grande, município de Dormentes (PE) (A); Caatinga desfolhada, Aberta/Esparsa no distrito de Rajada, município de Petrolina (PE) (B)



Elaboração: Próprio autor (2023).

A pesquisa de Ferreira *et al.* (2017), realizada na bacia do Riacho Pontal (PE), demonstra que esses tipos de vegetação exercem papel relevante na proteção dos solos, tornando-os menos vulneráveis aos agentes erosivos. Nessa perspectiva, “os próprios mecanismos adaptativos da vegetação, como a perda de folhagem, auxiliam na proteção da superfície dos solos contra os raios solares durante o período seco, o que permite preservar os organismos vivos presentes” (Ferreira *et al.*, 2017, p. 42).

Nesse sentido, os autores afirmam que, no início da estação chuvosa, a energia cinética gerada pelo impacto da água da chuva é minimizada pelas folhas e galhos secos que permanecem sobre a superfície do solo. Dessa forma, as áreas cobertas por essas fitofisionomias apresentam menor susceptibilidade aos agentes erosivos.

A classe Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro constitui a terceira maior em extensão, abrangendo 602,94 km², o que corresponde a 10,03% da área total. Essa classe apresenta o maior valor do fator CP, igual a 1,000. A análise do grau de cobertura vegetal é de alta relevância para a classificação do uso da terra, possibilitando a identificação de áreas com maior propensão à ocorrência de processos erosivos, uma vez que esses tendem a se iniciar em solos expostos (Figura 24-B).

Figura 24 – Paisagens de uso e cobertura da terra registrada no distrito de Rajada, município de Petrolina (PE): Agricultura de Sequeiro (A); Pastagem (B); Solo exposto sendo preparado para Agricultura de sequeiro (C)





Elaboração: Próprio autor (2023).

O solo exposto é encontrado em áreas sem cobertura, onde há forte perda laminar de solo devido ao efeito *Splash*, que faz com que o solo seja desagregado através do impacto direto da gota de chuva ao solo (Lepsch, 2011). Nesse contexto, as áreas de solo exposto contribuem diretamente para as maiores perdas de solo na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE), uma vez que, quanto maior o valor do fator CP, mais intenso é o processo erosivo (Brasil *et al.*, 2017).

Em termos de uso da terra, as áreas mais susceptíveis à erosão do solo concentram-se nas porções norte-noroeste e norte-nordeste da área de estudo, com destaque para os municípios de Afrânio e Dormentes. Nesses locais, há extensas áreas de solo exposto associadas ao desenvolvimento de pastagens destinadas à criação de caprinos, ovinos e à produção de carvão vegetal (Santos; Santos, 2021). De acordo com Imamoglu e Dengiz (2016), a maioria das áreas de pastagens degradadas apresenta alto ou muito alto potencial de erosão.

No que se refere à Agricultura de sequeiro na bacia hidrográfica do Riacho Pontal, Ferreira *et al.* (2017, p. 43) destacam que “o plantio das espécies é feito durante o início do período chuvoso, com colheita programada para o começo da estação seca”. Segundo os autores, em função das características climáticas da região, os solos dessas áreas permanecem desprotegidos durante a maior parte do ano, ficando expostos não apenas à radiação solar e à erosão eólica, mas também a chuvas esporádicas. Além disso, a criação de animais representa um fator agravante em determinadas áreas, em razão do sobrepastoreio, que contribui para a compactação do solo.

A quarta classe com maior representatividade corresponde à Agricultura Irrigada, abrangendo 111,53 km² ou 1,86% da área total (Tabela 17). Essa classe está localizada predominantemente em áreas próximas à região jusante da bacia hidrográfica em estudo, consideradas estratégicas devido à maior disponibilidade de água, proporcionada pela presença

do rio São Francisco e pelas obras estruturais destinadas à condução de suas águas (Ferreira *et al.*, 2017). As áreas com maior concentração de atividades antrópicas são ocupadas pela classe de Agricultura Irrigada e situa-se ao sul-sudeste no município de Petrolina (PE) e leste-sudeste no município de Lagoa Grande (PE) (Figura 25), sendo fortemente impulsionadas pela Agricultura Irrigada. As principais culturas implantadas nessas áreas são a videira (*Vitis* sp.) e a mangueira (*Mangifera indica*).

Conforme Nascimento e Santos (2019), a classe de Agricultura Irrigada apresenta menor susceptibilidade aos processos erosivos do solo quando comparada à Agricultura de sequeiro, uma vez que proporciona uma cobertura e proteção mais constantes do solo.

Figura 25 – Paisagem de ocorrência de Agricultura Irrigada registrada no Projeto Maria Tereza Km25, Petrolina (PE): Irrigação por gotejamento em parreirais (A); Cultura da videira plantada sobre Latossolos (B)



Elaboração: Próprio autor (2023).

No entanto, observa-se na Figura 25-A que, no início do plantio, os solos permanecem expostos em razão do desmatamento e do preparo do terreno. Outro período crítico ocorre durante as podas, realizadas em determinados meses do ano. A videira, por exemplo, uma das principais *commodities* cultivadas nessas áreas de Agricultura Irrigada, deixa o solo exposto

aos processos erosivos nesse intervalo.

De acordo com estudos de Leprun (1983), citados por Ferreira Júnior (2017), o risco de erosão no município de Petrolina (PE) varia de fraco a médio. Contudo, os autores afirmam que o potencial de degradação ambiental é alto, considerando que a região abriga os principais polos de irrigação do Nordeste brasileiro, com alto risco não apenas de erosão, mas também de salinização dos solos.

Corroborando essa tese, Santos e Santos (2021) relataram que, nas áreas de Agricultura Irrigada dos municípios de Petrolina (PE) e Lagoa Grande (PE), houve aumento das áreas com média a alta susceptibilidade à erosão dos solos. Ferreira Júnior (2017, p. 99) aponta que a intensa atividade da Agricultura Irrigada resulta em significativa “movimentação do solo; em relação à compactação e encrostamento, os riscos estão presentes pela mecanização utilizada e pela degradação da água por contaminação”.

Santos e Santos (2021) também destacam que, em municípios da área de estudo, foi observada uma mudança considerável na estrutura dos usos e ocupações das terras entre os anos de 1973 e 2015. Nesse contexto, os autores enfatizam que as transformações na dinâmica de uso do solo ao longo desse período contribuíram para a exposição dos solos à erosão, em razão da ampliação das áreas irrigadas e à expansão das áreas sem cobertura vegetal.

As classes de uso e cobertura da terra com menor representatividade, correspondentes a 9,31 km² (0,16%) e 6,60 km² (0,11%) da área de estudo (Tabela 17), referem-se, respectivamente, às Áreas Urbanizadas e à classe Algaroba/Agricultura de vazante. A classe Algaroba/Agricultura de vazante tem ocupado áreas desmatadas situadas às margens dos rios e riachos da região de estudo (Figura 26), apresentando valor de 0,500 para o fator CP.

Figura 26 - Ocupação por algarobeira (*Prosopis juliflora*) em área de pastagem localizada no povoado de Caatinga Grande, município de Dormentes (PE)



Elaboração: Próprio autor (2023).

A algaroba (*Prosopis juliflora*) não é capaz de sobreviver em locais muito secos, onde suas raízes não atingem o lençol freático, razão pela qual é comumente encontrada nas proximidades de leitos de rios e riachos. Lima *et al.* (2002) e Nascimento (2008) relatam que, em ambientes favoráveis à invasão por algarobeiras, destacam-se áreas degradadas, alteradas, erodidas, além de áreas sob forte pressão de pastejo e afetadas pela salinização, como aquelas situadas ao longo de canais de irrigação e cursos d'água, podendo formar povoamentos impenetráveis.

No caso da classe Algaroba, a proteção do solo é promovida pelas copas das árvores, que contribuem para a minimização da perda de solos. Essa proteção física atua no controle da erosão por meio da redução do impacto das gotas de chuva sobre o solo e da velocidade dos ventos (Houghton, 1984).

4.5 Análise da estimativa de perda de solos

A estimativa de perda de solos da bacia do Riacho Pontal é apresentada na Figura 27 e na Tabela 18. Os valores de perda variaram de 0 a 173 t ha⁻¹ ano⁻¹, sendo divididos em seis classes, conforme a classificação da *Food and Agriculture Organization* – FAO (1967).

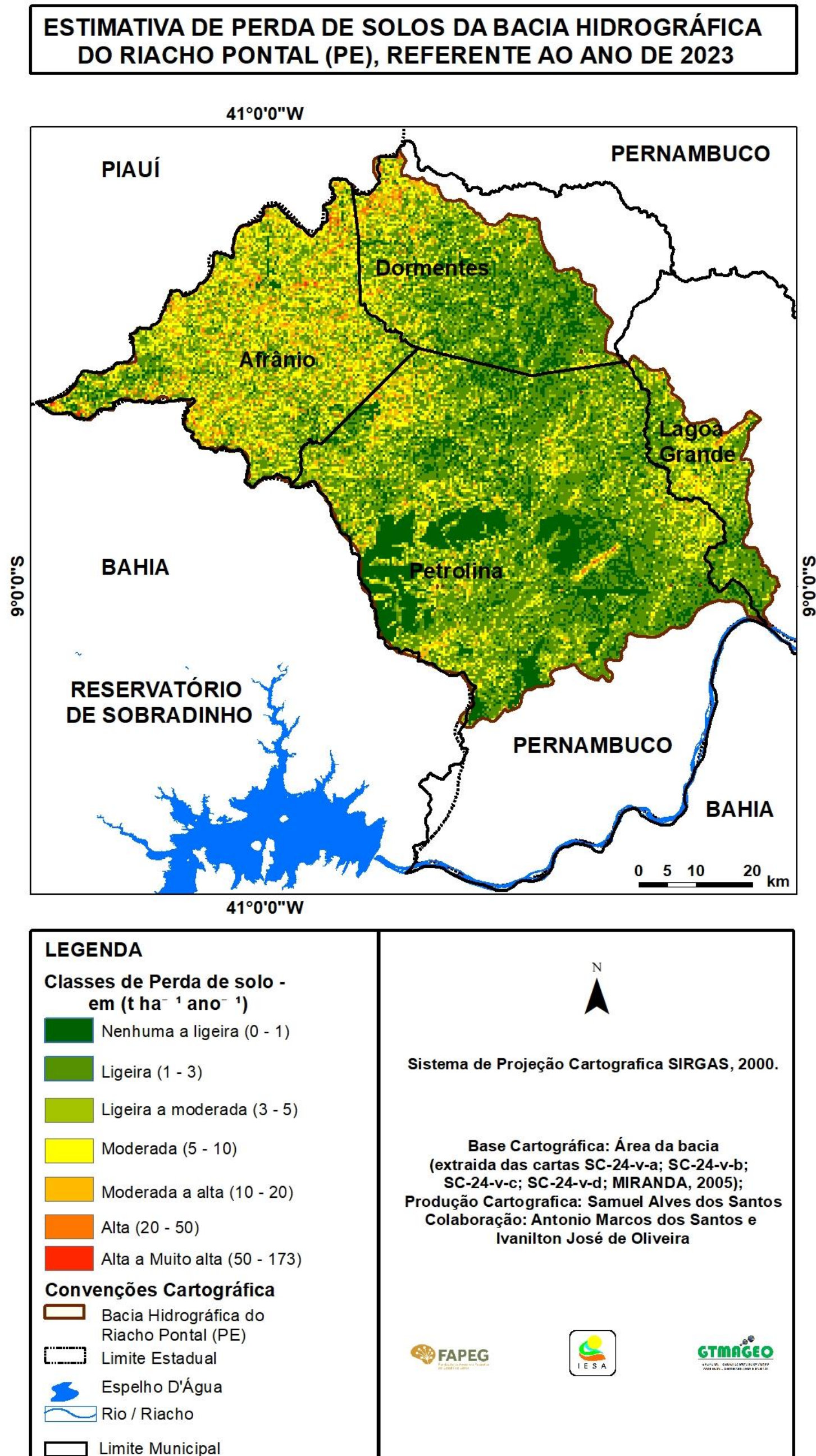
Tabela 18 – Quantitativo e áreas das classes de perda de solos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal

Classes de risco	Perdas de solo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Área (Km ²)	%
Nenhuma a ligeira	0 - 1	1.021,39	16,98
Ligeira	1 - 3	2.372,38	39,44
Ligeira a moderada	3 - 5	1.132,95	18,84
Moderada	5 - 10	1.002,06	16,66
Moderada a alta	10 - 20	385,46	6,41
Alta	20 - 50	95,35	1,58
Alta a Muito alta	50 - 173	5,74	0,09

Elaboração: Adaptado de *Food and Agriculture Organization* - FAO (1967) e organizado pelo Próprio autor (2025).

Os resultados obtidos a partir dos cruzamentos dos fatores R, K, LS e CP corresponderam às expectativas para a área de estudo, mostrando bem a realidade atual da bacia hidrográfica do Riacho Pontal. Ao observar o mapeamento de perda de solos (Figura 27), verifica-se uma perda mais acentuada nas porções noroeste e norte da bacia, correspondentes aos municípios de Afrânio e Dormentes. Quanto ao fator antrópico, destaca-se que, nos últimos anos, parte da cobertura vegetal vem sendo substituída por solo exposto, o que constitui a principal causa das maiores perdas de solo estimadas para os referidos municípios.

Figura 27 – Estimativa de perda de solos da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE), referente ao ano de 2023



Elaboração: Próprio autor (2025).

Apesar de a área de estudo apresentar relevo com declives classificados como suave ondulado e grande ocorrência de Argissolos, os quais possuem alta susceptibilidade à erosão, a classe de perda de solos predominante foi de 1 a 3 t ha⁻¹ ano⁻¹, abrangendo aproximadamente 2,40 mil km² e quase 40% da área (Tabela 18). Essa classe está distribuída por toda a área de estudo e coincide com áreas da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa, com erosividade média, erodibilidade variando entre Muito alta, Alta e Média, e fator LS classificado entre Baixo e Moderado.

A terceira classe com maior expressividade ao longo da bacia estudada é a de 0 a 1 t ha⁻¹ ano⁻¹, que representa 16,98% da área total da bacia. Nesses locais, predomina a erodibilidade classificada como Muito baixa, com classe de uso e ocupação do solo relacionados à Caatinga Aberta/Esparsa e à Caatinga Fechada/Densa.

A classe de solo de maior ocorrência nessa classe é o Argissolo Amarelo, com pesos do fator topográfico variando de 2,1 a 5 (Moderado) e erosividade das chuvas classificada como média. Essa classe de perda de solos está espacializada, em sua maior parte, no município de Petrolina, ao sul e sudoeste da área de estudo, e, em menor proporção, ao norte e nordeste da bacia, no município de Dormentes.

A segunda classe com maior área de abrangência está presente em todos os municípios da bacia e apresenta perda de solos estimada entre 3 e 5 t ha⁻¹ ano⁻¹, correspondendo a 18,84% da área total da bacia hidrográfica estudada. Nesse contexto, o grau de perda é classificado como de Ligeira a moderada.

Essa classe está localizada em áreas onde se concentra uma erodibilidade que varia de Média a Muito alta, além de incluir áreas da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa. Os pesos do fator topográfico variaram de 5 a 10, classificados como Moderadamente forte. Quanto à erosividade da chuva, essa classe de perda de solos está sob um grau de erosividade que variam de 3.195,51 MJ.mm/ha.h.ano a 3.955,73 MJ.mm/ha.h.ano.

De forma geral, o mapeamento da perda de solos na bacia hidrográfica do Riacho Pontal revela que 91,9% da área apresenta estimativas de perdas anuais entre 0 e 10 t ha⁻¹ ano⁻¹, representa uma classe que variam entre Ligeira e Moderada perda de solos.

Apenas 8,08% da área de estudo apresentou estimativas de erosão anual entre 10 e 173 t ha⁻¹ ano⁻¹, representando perdas de solo classificadas entre Moderada e Muito alta. Essa classe está presente em toda a bacia, porém, com maior concentração no município de Afrânio e na porção norte da área de estudo, localizada no município de Dormentes. Também há

concentração significativa no sudeste da bacia, no município de Lagoa Grande, e em áreas do município de Petrolina onde ocorrem relevos residuais, como cristas, morros, serras e serrotes.

Os resultados da presente tese, assim como os estudos de Santos e Santos (2021), indicam que as áreas dos dois municípios, mencionados no parágrafo anterior, apresentam acentuadas pressões antropogênicas. A criação de ovinos e caprinos, bem como a produção de carvão vegetal e lenha, vêm contribuindo para a retirada da cobertura vegetal expondo os solos nesses municípios, à perda por erosão.

Estudos desenvolvidos por Aquino e Santos (2020), Ferreira *et al.* (2017) e Santos e Santos (2021), em áreas correspondentes à bacia hidrográfica do Riacho Pontal apontam que nos últimos 10 anos, aproximadamente 10 a 15% da vegetação da Caatinga foram retiradas nos municípios de Afrânio e Dormentes, justamente nas áreas onde estão concentradas as maiores perdas de solo apontadas no mapeamento da Figura 27.

4.6 Calibração e validação do modelo (DINAMICA EGO) de projeção de uso da terra

O modelo de projeção de uso e cobertura da terra foi estruturado com base em quatro variáveis, sendo duas do sistema físico-natural da bacia em estudo (declividade e solo) e duas relacionadas à infraestrutura (canais de irrigação e estradas). As mudanças de uso foram projetadas com o intuito de calibrar o modelo para o período de 2013 a 2023.

De acordo com Yadav *et al.* (2024), antes da estruturação do modelo de projeção, é necessário avaliar o grau de correlação entre as variáveis selecionadas e os tipos de uso mapeados para o período de referência, que, neste estudo, corresponde ao ano de 2023.

Esse processo é importante, pois, quanto maior a correlação entre uma variável e determinada classe de uso, maior será a tendência de o modelo apresentar vício, ou seja, tenderá a excluir o papel das demais variáveis e fixar sua projeção nas variáveis com maiores correlações (Bonham-Carter, 1994; González *et al.*, 2021; Yadav *et al.*, 2024).

Utilizando as estatísticas de correlação do Coeficiente de *Cramers* e da *Joint Information Uncertainty*, nenhuma das variáveis empregadas no estudo apresentou valores superiores a 0,5, sendo, portanto, todas mantidas no processo de modelagem de uso e cobertura das terras.

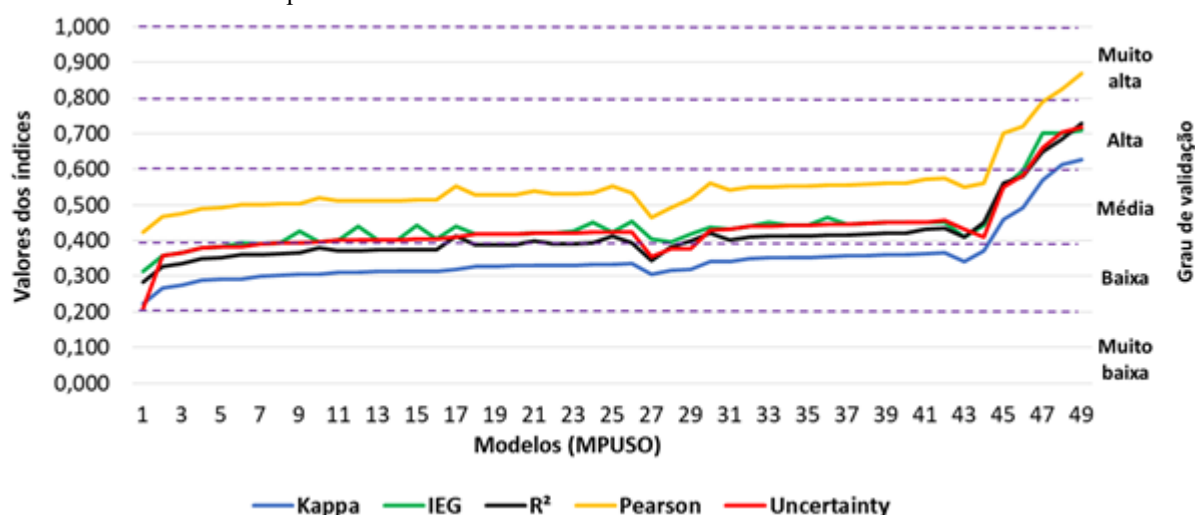
A escolha das variáveis, assim como a formatação do modelo inicial de projeção, denominado MPUSO 1 (Modelo de Projeção de Uso Número 1), baseou-se em estudos desenvolvidos por Aquino e Santos (2020), bem como em conhecimentos obtidos durante

visitas de campo à região da bacia hidrográfica do Riacho Pontal. Esses estudos indicam reduções da vegetação da Caatinga Fechada/Densa, em detrimento do aumento das áreas de Solo exposto e Caatinga Aberta/Esparsa, no período de 2000 a 2020, principalmente sobre terrenos planos com solos requisitados para pastagem, como os Argissolos, e em áreas próximas a estradas, sejam elas pavimentadas ou vicinais.

Destaca-se, ainda, a perda da vegetação da Caatinga, tanto Aberta/Esparsa quanto Fechada/Densa, para o avanço da Agricultura Irrigada, principalmente sobre áreas com presença de Latossolos Amarelos e próximas a canais de irrigação (Santos; Santos, 2021). Há também reduções da vegetação da Caatinga em detrimento das formações de pastagens sobre relevo plano, devido ao avanço da caprinovinocultura, sobretudo em áreas afastadas dos canais de irrigação, com maior concentração na porção oeste da bacia (Souza, 2019).

Neste contexto, foram estruturados 49 modelos de projeção para o ano de 2023 e, ao serem comparados com o mapeamento real, ou seja, o não projetado, foi possível obter os resultados apresentados no Gráfico 1. Observa-se que, na primeira tentativa (modelo MPUSO 1), em quatro estatísticas, a validação foi considerada Baixa, com os seguintes valores: Kappa de 0,22; IEG de 0,314; R^2 de 0,284; e índice de incerteza (*Uncertainty*) de 0,21. Apenas a correlação de Pearson alcançou o valor de 0,424, sendo classificada como de validação Média.

Gráfico 1 - Resultados das análises estatísticas oriundos das tentativas de validação do modelo de projeção de uso e cobertura das terras para o ano de 2023



Elaboração: Próprio autor (2024).

Neste contexto, a primeira modelagem, denominada MPUSO 1 (Apêndice C), foi ajustada para projeção em 2023, com foco na expansão ou redução (*Expander*) das manchas

existentes das classes de uso da terra. Ou seja, 90% das alterações na dinâmica das classes de uso ocorreram por meio da expansão ou redução dessas manchas, e 10% pela formação de novas manchas (*Patcher*).

Na projeção, houve destaque para a variável Solo, a qual foi programada para reprimir a formação de áreas de Agricultura Irrigada sobre a vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa, com exceção das áreas compostas por Latossolos Amarelos. As variáveis declividade, canais de irrigação e estradas não apresentaram efeito de atração nem de repulsão no modelo MPUSO 1, sendo consideradas inexistentes, uma vez que os pesos de evidência dessas variáveis não foram modificados.

Acrescenta-se que cada classe de uso exerceu as seguintes influências de destaque: sobre as áreas da vegetação da Caatinga Fechada/Densa, quando houver presença de solo exposto em suas bordas, haverá alta repulsão à formação de áreas de Agricultura Irrigada; sobre as áreas de Algaroba/Agricultura de vazante, quando houver presença da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa, esta deverá reprimir a formação de Agricultura Irrigada. As classes de uso Caatinga Aberta/Esparsa, Solo exposto, Agricultura Irrigada e Áreas Urbanas não foram alteradas. Contudo, não exerceram influência no MPUSO 1, apresentando grau de atração e repulsão inexistente.

À medida que as variáveis e as combinações de atração e retração das classes de uso e cobertura da terra foram efetuadas, as estatísticas de validação apresentaram melhorias, embora bastante incipientes. No modelo MPUSO 30, as estatísticas demonstraram melhora: o valor do IEG foi de 0,437; o R^2 , de 0,421; o índice de incerteza (*Uncertainty*), de 0,430; e a correlação de Pearson atingiu 0,424, todos considerados de validação com grau Médio. A exceção foi a estatística de Kappa, que apresentou valor de 0,340, sendo classificada como de validação Baixa.

Isso ocorreu devido à combinação de diversos fatores, destacando-se a variável Solo e a classe de uso Algaroba/Agricultura de vazante, que apresentaram extremo grau de repulsão. Dessa forma, foram programadas para reprimir, na modelagem, a formação de Agricultura Irrigada sobre a vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa.

Uma classe de uso que também obteve destaque foi a de Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro, a qual teve seus pesos de evidência alterados para que obtivesse um extremo grau de atração para a perda de Caatinga Fechada/Densa e, conseqüentemente, para a formação de novas áreas com Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro. A variável Declividade apresentou Alto grau de repulsão, uma vez que foi ajustada

para que as áreas de Algaroba/Agricultura de vazante fossem reprimidas sobre as áreas com formação de Caatinga Aberta/Esparsa.

A classe de uso que apresentou Alto grau de atração foi da vegetação da Caatinga Fechada/Densa, que, na modelagem, foi determinada para que houvesse alto grau de atração para a perda de áreas com Algaroba/Agricultura de vazante, destinadas à formação de áreas com vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa.

Duas classes de uso apresentaram grau médio de atração: a primeira foi da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa e a segunda, a classe de Agricultura Irrigada. Ambas foram programadas para que houvesse a perda de áreas de Algaroba/Agricultura de vazante, sendo que a primeira foi estabelecida a perda para vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa e a segunda, perda para a formação de áreas da vegetação da Caatinga Fechada/Densa.

As variáveis que apresentaram grau Muito baixo de atração foram os canais de irrigação e a variável Estrada. Os canais de irrigação foram adaptados na modelagem para que apresentassem grau Muito baixo de atração de áreas de Agricultura Irrigada para a formação da vegetação da Caatinga Fechada/Densa. Em relação à variável Estrada, foi programado que, nas áreas onde houvesse vegetação da Caatinga Fechada/Densa, fossem substituídas pela formação da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa.

Além da combinação das variáveis mencionadas, neste modelo (MPUSO 30), foi programado que 37% das mudanças ocorressem a partir da expansão ou redução de manchas já existentes, enquanto 63% das alterações entre 2013 e 2023 ocorreram a partir do surgimento de novas manchas de uso.

A partir do modelo MPUSO 44, observa-se, no Gráfico 1, que as curvas das estatísticas de validação iniciaram tendência de crescimento em direção ao grau de validação Alta, verificado nos modelos posteriores. Nesse modelo, os valores das estatísticas foram: IEG de 0,444; R^2 de 0,450; Pearson de 0,561; e índice de incerteza (*Uncertainty*) de 0,411. Apenas o índice de Kappa, com valor de 0,370, apresentou validação considerada Baixa.

O que diferencia o modelo MPUSO 44 do modelo MPUSO 30 é que, além das estatísticas de validação que tiveram crescimento e da mudança nos valores das métricas de paisagem (*expander* e *patcher*), observadas no Apêndice C, houve mudanças em relação a duas variáveis e três classes de uso. A variável Solo, os Canais de irrigação e as classes de uso Caatinga Fechada/Densa, Caatinga Aberta/Esparsa, Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro, Algaroba/Agricultura de vazante e Áreas Urbanas permaneceram inalteradas em

relação ao que foi descrito para o MPUSO 30. Dessa forma, as mudanças ocorreram nos pesos de evidência das variáveis declividade, estradas e da classe de uso Agricultura Irrigada.

Em relação à variável Declividade, esta foi programada para apresentar grau Muito alto de repulsão, ou seja, reprimir a formação de áreas de Agricultura Irrigada sobre Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro. Quanto à variável Estrada, foi definido na modelagem grau Muito baixo de repulsão, uma vez que foi ajustado para que a vegetação da Caatinga Fechada/Densa fosse reprimida nos locais onde havia Agricultura Irrigada.

A classe de uso Agricultura Irrigada também teve alteração do modelo MPUSO 30 para o modelo MPUSO 44. Nesse caso, foi programado um grau Muito alto de atração, estabelecendo-se, na modelagem, a substituição da vegetação da Caatinga Fechada/Densa por formações de Algaroba/Agricultura de vazante.

Para esse modelo, 70% das mudanças ocorreram por meio do processo de retração ou expansão (*expander*) de manchas de uso já existentes, enquanto 30% corresponderam à criação de novas manchas (*patcher*).

O primeiro modelo a apresentar nível de validação entre Alta e Muito Alta foi o modelo MPUSO 48. Conforme pode ser observado no Gráfico 1, o índice Kappa apresentou valor de 0,613, considerado Alto. Os demais graus de validação também apresentaram Alto grau de aceitação: IEG de 0,70, R^2 de 0,684 e índice de incerteza de 0,703. Apenas o coeficiente de correlação de Pearson atingiu o valor de 0,824, sendo classificado como de grau Muito alto de validação.

Para esse modelo, 88% das mudanças de uso entre 2013 e 2023 ocorreram por expansão da extensão (*expander*) ou redução de manchas já existentes, e 12% por meio da criação de novas manchas (*patcher*).

A partir do aprimoramento do modelo MPUSO 48, foram alcançados os níveis finais do processo de calibração no modelo **MPUSO 49**. Este último registrou os melhores resultados e confiabilidade, registrando os seguintes indicadores: estatística de Kappa de 0,628, IEG de 0,71, R^2 de 0,678, coeficiente de correlação de Pearson de 0,818 e índice de incerteza de 0,682. Conforme os dados apresentados no Gráfico 1, entre as ferramentas estatísticas utilizadas para validação, apenas o coeficiente de correlação de Pearson alcançou grau de validação Muito alto; as demais estatísticas apresentaram Alto grau de confiabilidade, inclusive o índice de Kappa, que demonstrou avanço significativo, conferindo ao modelo um nível Alto de aceitação.

Em relação às métricas de paisagem utilizadas no MPUSO 49, 88% das mudanças ocorreram por meio da retração ou expansão (*expander*) de usos já existentes, enquanto 12%

referiram-se à criação de novas manchas (*patcher*). Destacam-se, ainda, as variáveis e classes de uso, sobre o Solo, ao longo da evolução das modelagens. Os cinco últimos modelos mantiveram um grau Muito alto de repulsão, uma vez que foi programada para reprimir a formação da vegetação da Caatinga Fechada/Densa sobre áreas classificadas como de Agricultura Irrigada.

Outra variável que apresentou destaque foram os Canais de irrigação. Para esta modelagem (MPUSO 49), foram alterados os pesos de evidência, programando-se um grau extremo de repulsão, reforçando que, em áreas com Canais de irrigação, deve-se reprimir a formação da vegetação da Caatinga Fechada/Densa sobre a vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa.

Em contraposição a isso, duas variáveis e cinco classes de uso apresentaram grau Muito baixo de repulsão. São elas: na variável Declividade, reprimiu-se a Caatinga Fechada/Densa sobre a formação de novas manchas de Agricultura Irrigada; já para a variável Estrada, reprimiu-se a Agricultura Irrigada sobre a formação de Caatinga Fechada/Densa.

Do mesmo modo, foi ajustado na modelagem um valor Muito baixo de repulsão para a classe de uso Caatinga Fechada/Densa, fazendo com que fosse retido a formação dessa classe em locais onde havia Caatinga Aberta/Esparsa. Outra classe de uso que apresentou grau Muito baixo de repulsão foi a de Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro, bem como a de Áreas Urbanas; ambas foram programadas para repelir a formação de Áreas Urbanas onde anteriormente existiam vegetação da Caatinga Fechada/Densa.

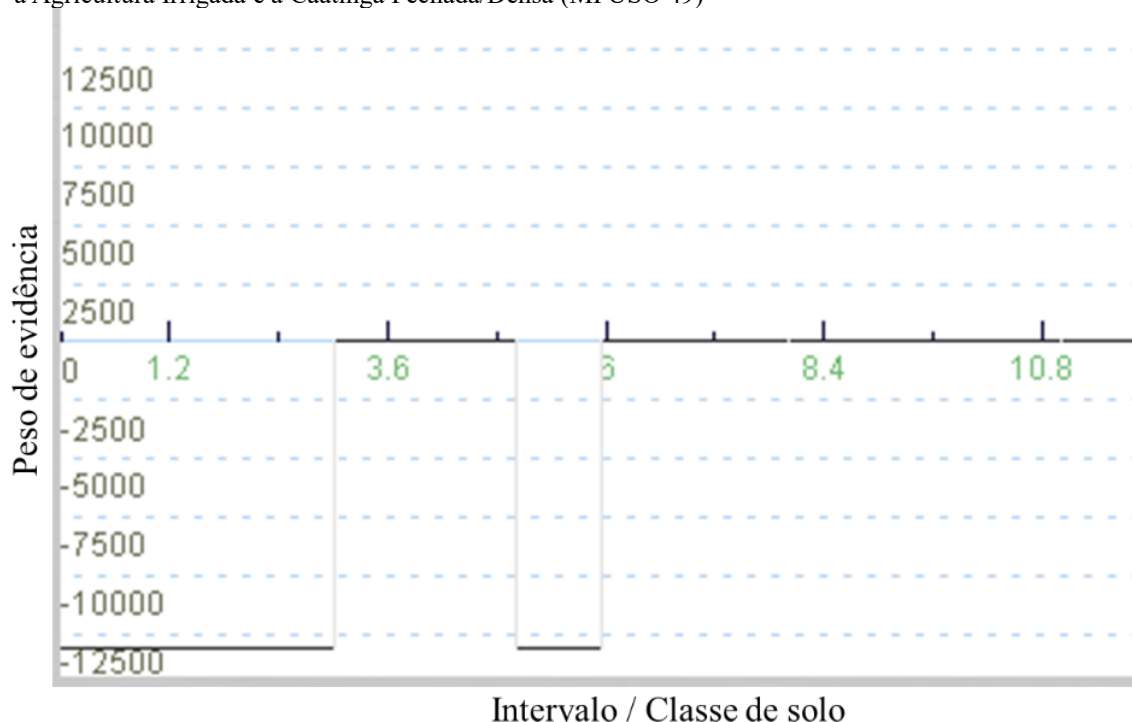
As classes de uso Algaroba/Agricultura de vazante e Agricultura Irrigada também foram programadas para apresentar, no modelo, grau Muito baixo de repulsão; nesse caso, foi reprimida a formação de Agricultura Irrigada sobre vegetação da Caatinga Fechada/Densa.

Além disso, deve-se mencionar uma classe de uso que foi estruturada na modelagem MPUSO 49 para apresentar grau Muito baixo de atração: a Caatinga Aberta/Esparsa, que foi programada para atrair a perda da vegetação da Caatinga Fechada/Densa, resultando na formação de áreas da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa.

Como o MPUSO 49 foi selecionado como estrutura padrão para a projeção dos cenários futuros de uso e cobertura das terras, será apresentado o processo interno de calibração desse modelo. O Gráfico 2 apresenta os intervalos de distância a partir das classes de solos, com os pesos de evidência empregados em destaque na variável Solo. Observa-se que os intervalos de 0–3 (Argissolos Amarelos e Argissolos Vermelho-Amarelos) e de 5–5,9 (Latosolos Amarelos)

foram programados para reprimir a formação de áreas de Caatinga Fechada/Densa sobre áreas de Agricultura Irrigada.

Gráfico 2 - Peso de evidência em destaque da variável Solo, influenciando a relação entre os usos destinados à Agricultura Irrigada e à Caatinga Fechada/Densa (MPUSO 49)



Legenda dos intervalos

0-3,9 Argissolos Amarelos; Argissolos Vermelho-Amarelo

4-4,9 Cambissolos Háplicos;

5-5,9 Latossolos Amarelos

6-7,9 Luvisolos Crômicos; Neossolos Flúvicos

≥ 8 Neossolos Litólicos; Neossolos Regolítico; Planossolos Nátricos; Vertissolos Háplicos

Elaboração: Próprio autor (2024).

Isso ocorreu pelo fato de as áreas irrigadas estarem assentadas sobre esses solos. Marques *et al.* (2014) reforça que os Latossolos Amarelos, os Argissolos Amarelos e, em alguns casos, os Argissolos Vermelho-Amarelos, devido à combinação de características como boa capacidade de armazenamento de água, serem favoráveis à mecanização agrícola e localização em relevo geralmente pouco movimentado, são os solos que mais interessam aos empreendimentos ligados à Agricultura Irrigada na bacia do Riacho Pontal (Figura 28). Para os demais intervalos, os quais correspondem aos solos restantes, não houve programação de repulsão ou atração.

Figura 28 – Empreendimentos voltados à Agricultura Irrigada sobre os Latossolos Amarelos e Argissolos Amarelos na área de estudo: tratores e retroescavadeiras armazenados em depósito da Companhia de

Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e Parnaíba (CODEVASF) (A e B); Área de produção de uva irrigada (C); Estação de Bombeamento EB-03 do Projeto Público de Irrigação do Pontal Sul (D)



Elaboração: Próprio autor (2024).

Quanto à variável Canais de irrigação (Gráfico 3), observa-se que, até 101 metros de distância das margens desses canais, ocorre repulsão na formação de Caatinga Fechada/Densa sobre vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa. Essa distância foi verificada em campo, com variação entre 80 e 130 metros; contudo, para a calibração do modelo, o distanciamento de 101 metros favoreceu o processo de aprimoramento da projeção.

Essa situação se justifica pelo processo de construção recente desses canais, o que implica a retirada da vegetação e, conseqüentemente, a formação da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa, provavelmente dominada por espécies pioneiras. Nesse contexto, segundo Santos (2010), quinze anos de regeneração natural da vegetação da Caatinga não seriam suficientes para restabelecer sua estrutura florística nativa.

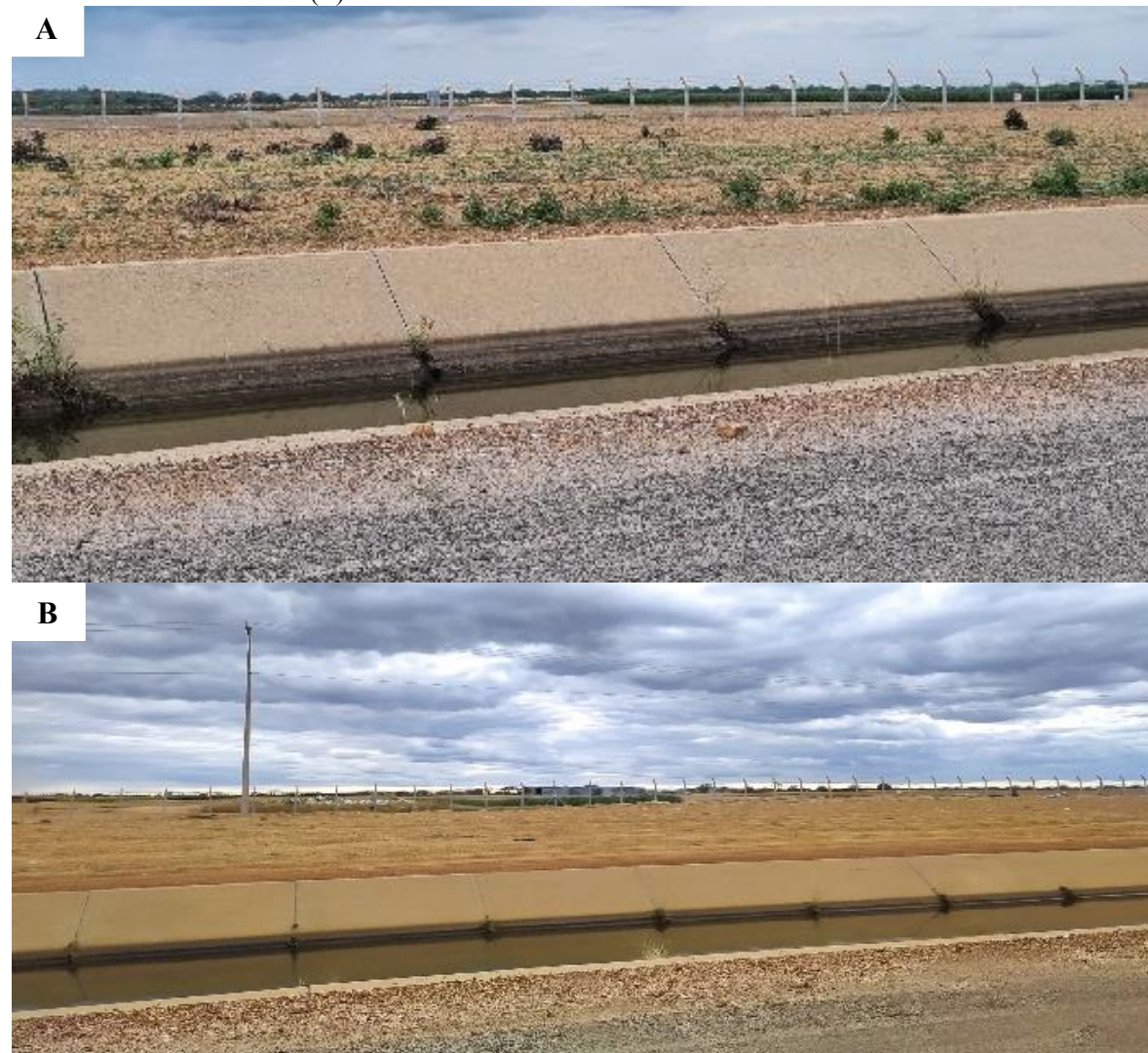
Uma vez que essas áreas são submetidas à exposição dos solos, surgem inicialmente vegetações rasteiras, herbáceas e a prevalência de espécies de pequeno porte que, segundo Santos e Santos (2019) e Gama *et al.* (2024), são dominantes em áreas abertas e em processo de recuperação florística na bacia do Riacho Pontal, tais como: marmeleiro (*Croton blanchetianus*), jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*), entre outras espécies indicadoras da presença de áreas degradadas (Figura 29).

Gráfico 3 - Peso de evidência em destaque da variável Canais de irrigação, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Aberta/Esparsa e à Caatinga Fechada/Densa



Elaboração: Próprio autor (2024).

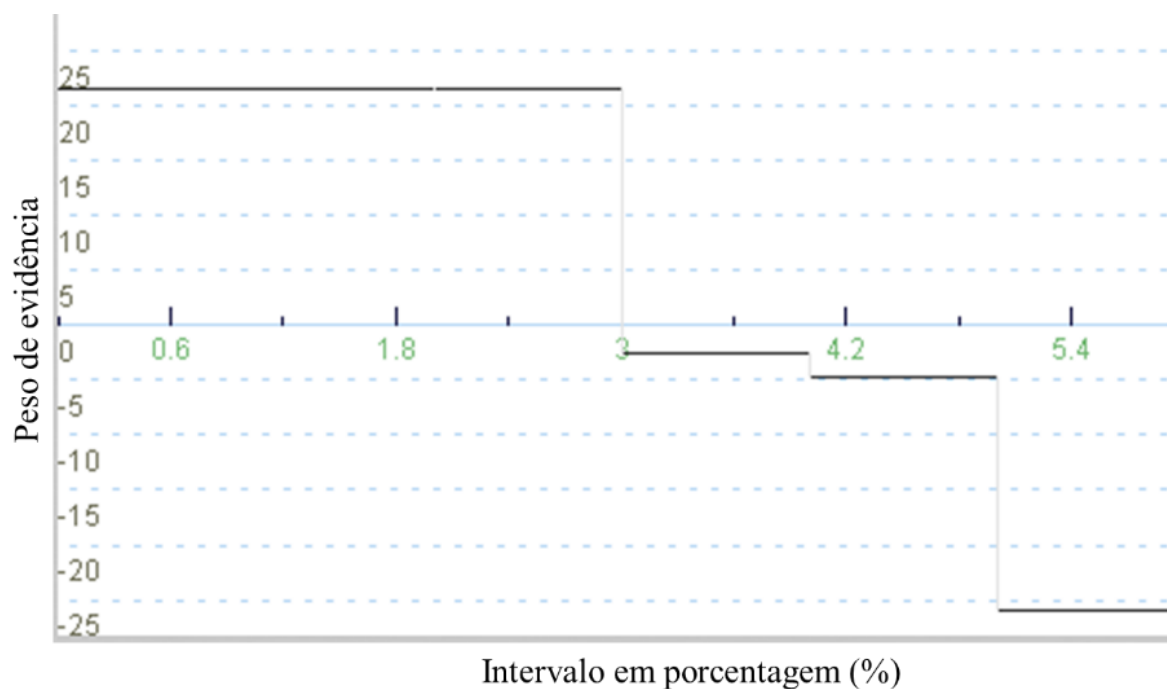
Figura 29 - Canais de irrigação na área de estudo: canal com baixa presença de cobertura do solo (A); Canal próximo a áreas desmatadas (B)



Elaboração: Próprio autor (2024).

Em relação à variável Declividade, pode-se observar, no Gráfico 4, que os intervalos de 0% a 3%, nos quais o relevo varia de plano a suave ondulado, apresentam um grau de atração no modelo de uso, influenciando a perda da vegetação da Caatinga Fechada/Densa para áreas de Agricultura Irrigada. A partir de 3,1%, observam-se apenas valores negativos; assim, no intervalo acima de 5%, onde o relevo é caracterizado como ondulado, o peso de evidência adotado foi maior, com o objetivo de repelir as manchas de Agricultura Irrigada sobre a formação da vegetação da Caatinga Fechada/Densa.

Gráfico 4 - Peso de evidência em destaque da variável Declividade, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Fechada/Densa e à Agricultura Irrigada

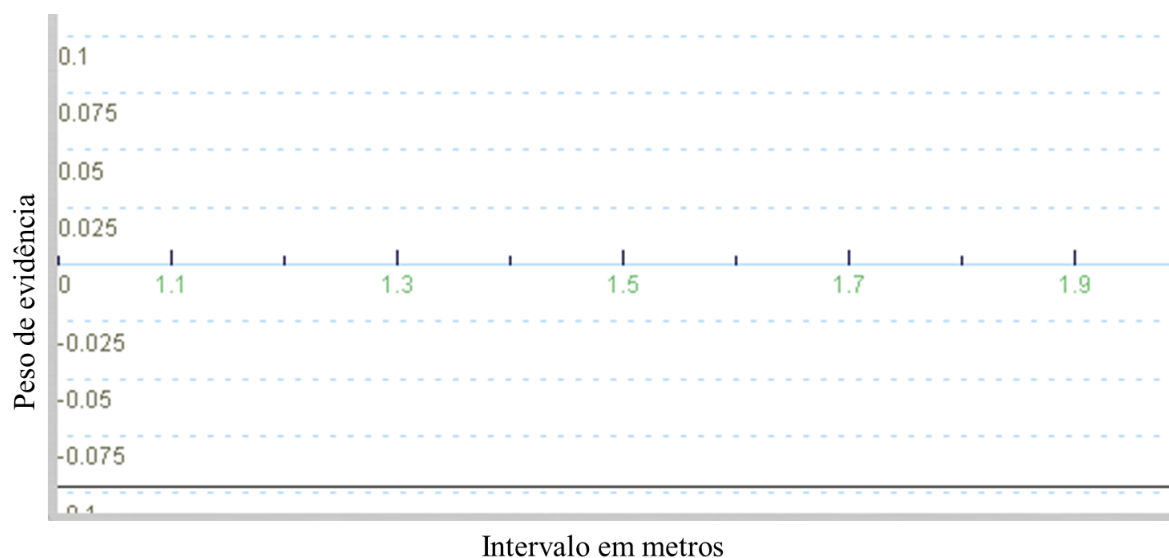


Elaboração: Próprio autor (2024).

Diante do exposto, cabe enfatizar que as áreas de Agricultura Irrigada estão localizadas próximas às áreas de relevo plano, ou seja, áreas que facilitam o uso de maquinários geralmente empregados na preparação dos solos, na pulverização e no processo de coleta das frutas produzidas.

Sobre a variável Estrada (Gráfico 5), nota-se que, em todos os intervalos, os valores dos pesos de evidência permaneceram negativos. Ou seja, a variável foi programada para repelir a formação de Caatinga Fechada/Densa sobre áreas destinadas à Agricultura Irrigada, visto que essas estradas foram construídas sobre os projetos de irrigação, com o objetivo de facilitar o acesso de maquinários e das pessoas que trabalham na fruticultura irrigada.

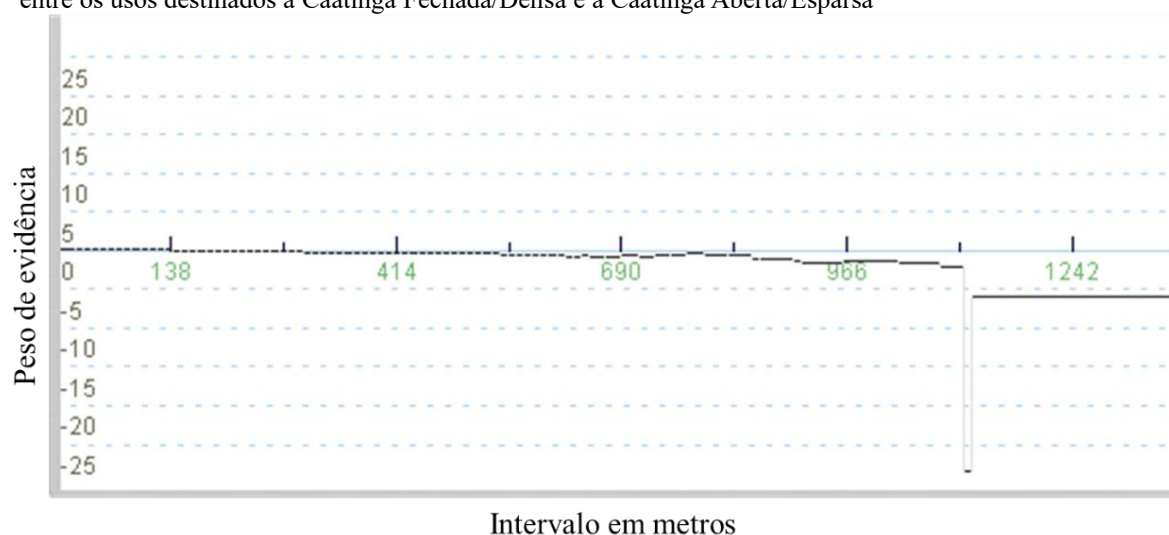
Gráfico 5 - Peso de evidência em destaque da variável Estrada, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Fechada/Densa e à Agricultura Irrigada



Elaboração: Próprio autor (2024).

No tocante à classe de uso Caatinga Fechada/Densa, verifica-se, no Gráfico 6, que, no intervalo de 0 a 138 metros, apresentou valores positivos relacionados à atração da perda de Caatinga Aberta/Esparsa para a formação da vegetação da Caatinga Fechada/Densa. Após esse intervalo, os pesos diminuem, tornam-se negativos e passam a repelir as manchas de Caatinga Fechada/Densa sobre a formação de áreas da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa.

Gráfico 6 - Peso de evidência em destaque da classe de uso Caatinga Fechada/Densa, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Fechada/Densa e à Caatinga Aberta/Esparsa

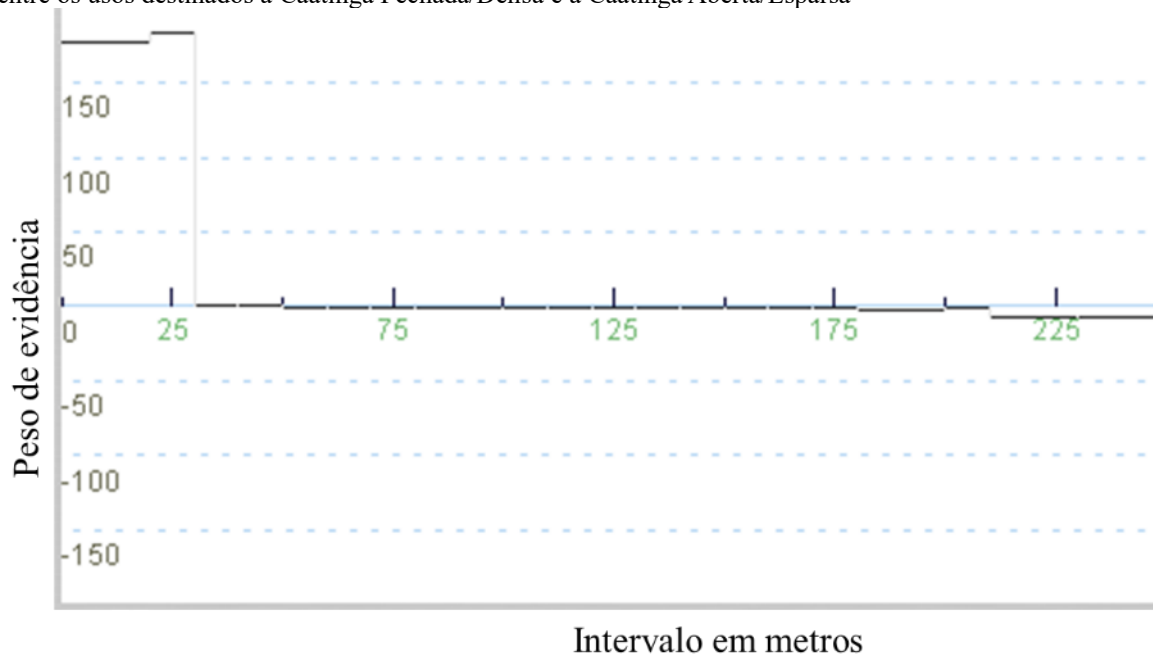


Elaboração: Próprio autor (2024).

A classe de uso Caatinga Aberta/Esparsa (Gráfico 7) demonstrou atração pela perda de manchas de Caatinga Fechada/Densa para a formação de manchas de Caatinga Aberta/Esparsa

até 25 metros de distância. Após esse intervalo, os pesos diminuem, tornam-se negativos e passam a repelir as manchas de Caatinga Fechada/Densa sobre a formação da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa.

Gráfico 7 - Peso de evidência em destaque da Classe de uso Caatinga Aberta/Esparsa, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Fechada/Densa e à Caatinga Aberta/Esparsa

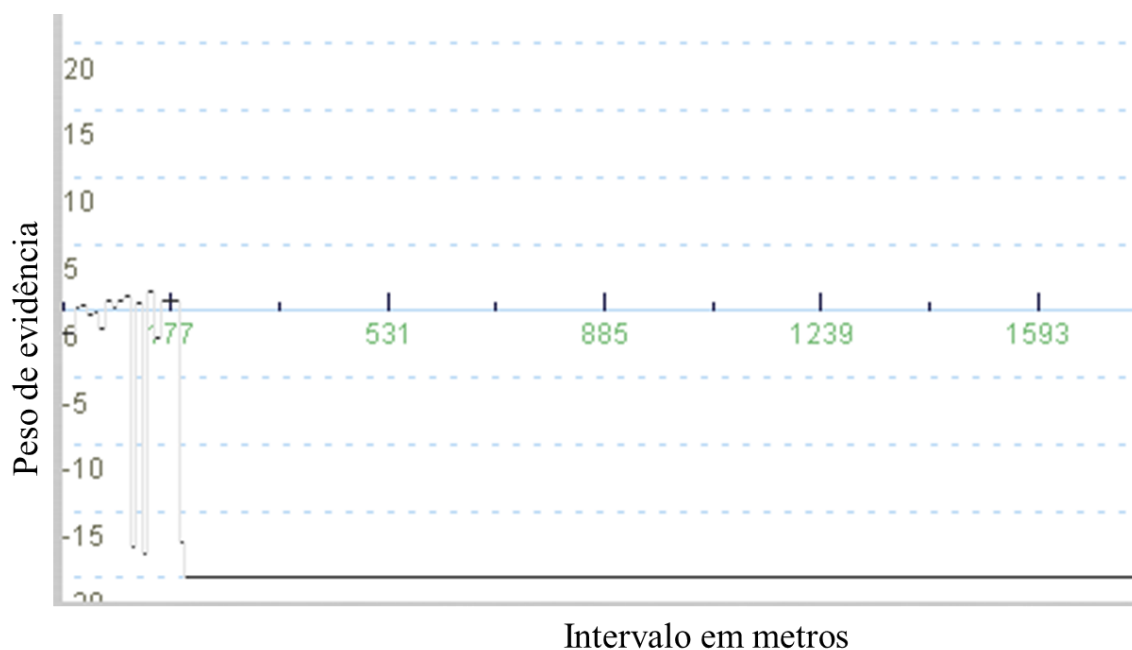


Elaboração: Próprio autor (2024).

Em relação a classe de uso Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro (Gráfico 8) inicialmente, apresenta uma demasiada variação no gráfico, alternando valores positivos e negativos, porém após 177 metros de distância os valores começam a se estabilizar, sendo assim, os valores tornam-se negativos, onde repelem as manchas de Áreas Urbanas sobre a formação da vegetação da Caatinga Fechada/Densa.

Em relação à classe de uso Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro (Gráfico 8), observa-se, inicialmente, uma variação acentuada no gráfico, com alternância entre valores positivos e negativos. Contudo, após 177 metros de distância, os valores começam a se estabilizar, tornando-se negativos, o que indica que repelem as manchas de Áreas Urbanas sobre a formação de Caatinga Fechada/Densa.

Gráfico 8 - Peso de evidência em destaque da classe de uso Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Fechada/Densa e à Áreas Urbanizadas

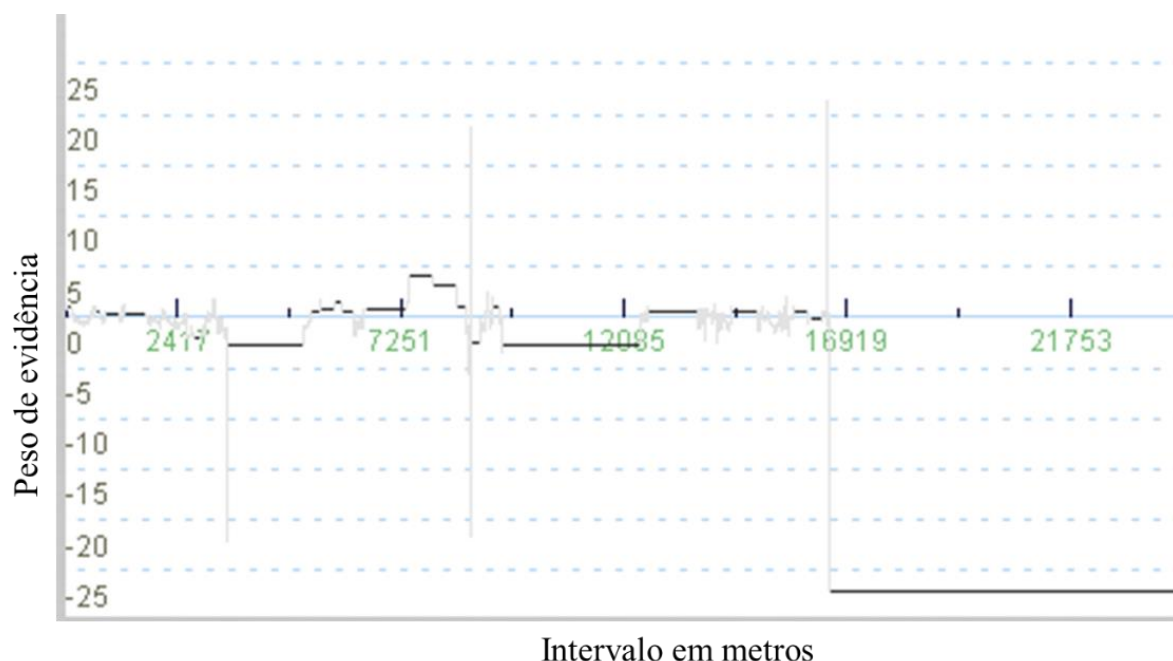


Elaboração: Próprio autor (2024).

Quanto à classe de uso Agricultura Irrigada (Gráfico 9), observa-se que, até 16.918 metros, houve uma variação no gráfico, com alternância entre valores positivos e negativos. No entanto, após esse intervalo, nota-se que os valores dos pesos de evidência se estabilizaram e tornaram-se negativos, uma vez que foram programados para repelir a formação de manchas de Agricultura Irrigada sobre a formação de Caatinga Fechada/Densa.

Isso ocorreu devido ao fato de as manchas do polo fruticultor irrigado se concentrarem em áreas específicas da bacia; ou seja, quanto mais distantes dessas manchas, menor a probabilidade de ocorrência de Agricultura Irrigada.

Gráfico 9 - Peso de evidência em destaque da classe de uso Agricultura Irrigada, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Fechada/Densa e à Agricultura Irrigada

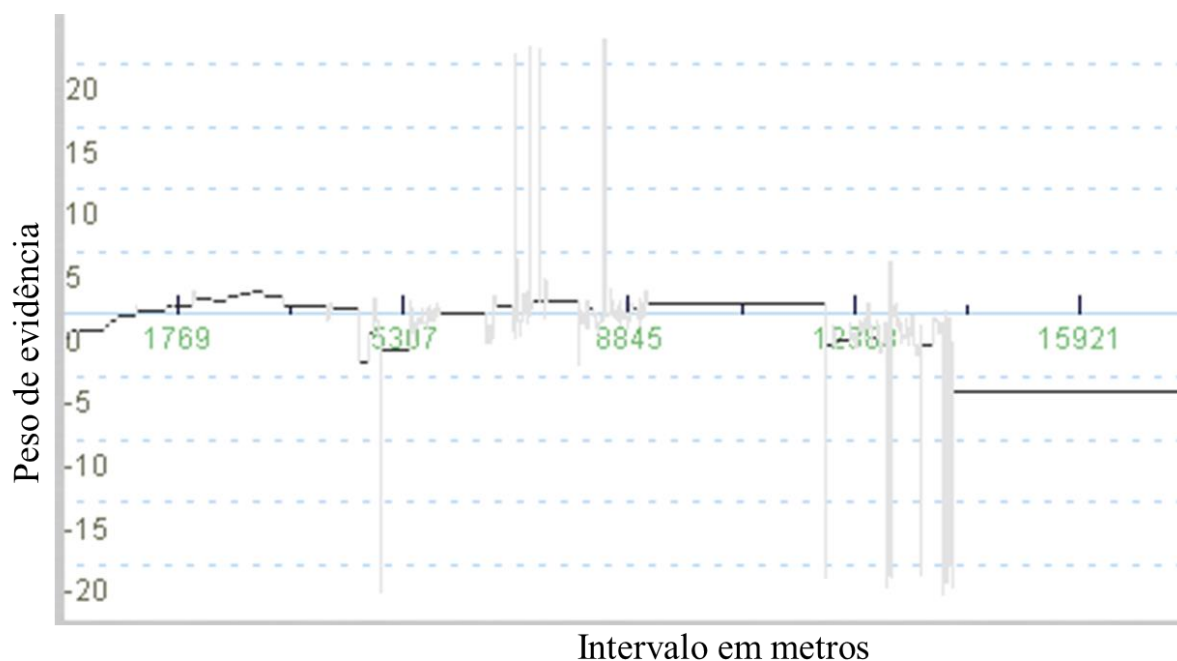


Elaboração: Próprio autor (2024).

A classe de uso Algaroba/Agricultura de vazante (Gráfico 10) apresenta, inicialmente, valores negativos até 1.100 metros. Após esse intervalo, os valores começam a crescer, tornando-se positivos até 4.600 metros. Em seguida, verifica-se uma variação no gráfico, com alternância entre valores negativos e positivos. A partir de 13.930 metros, os valores dos pesos de evidência se estabilizam e tornam-se negativos. Nas áreas com presença de Algaroba/Agricultura de vazante, o modelo foi programado para repelir a formação de Agricultura Irrigada sobre áreas próximas à formação da vegetação da Caatinga Fechada/Densa.

Situação baseada na realidade de campo e no mapeamento de uso da terra para o ano de 2023 (Figura 22), em que áreas com Algaroba/Agricultura de vazante, conjuntamente com Caatinga Fechada/Densa, situam-se longe dos polos irrigados. Nas proximidades dessas áreas irrigadas, a pressão antropogênica é constante e, conseqüentemente, ocorrem alta perturbação sobre a cobertura vegetal, que se apresenta degradada e aberta.

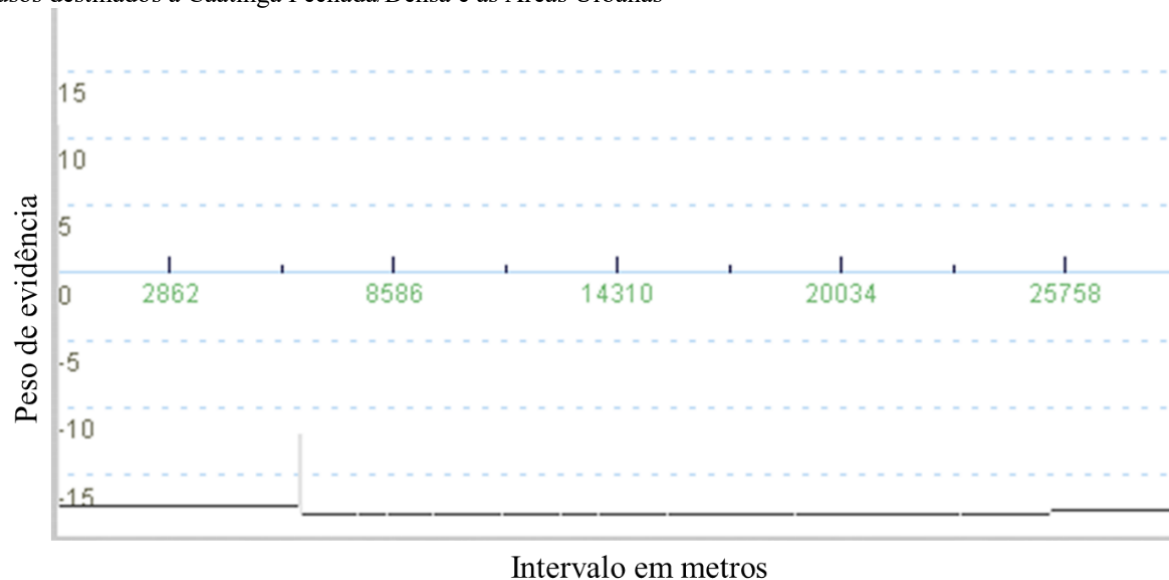
Gráfico 10 - Peso de evidência em destaque da classe de uso Algaroba/Agricultura de vazante, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Fechada/Densa e à Agricultura Irrigada



Elaboração: Próprio autor (2024).

Em relação à classe de uso Áreas Urbanas (Gráfico 11), nota-se que, em todos os intervalos, os valores dos pesos de evidência permaneceram negativos, ou seja, foram programados para repelir a formação de Caatinga Fechada/Densa sobre as Áreas Urbanas. O motivo é o mesmo apresentado na análise anterior: nas bordas e proximidades das Áreas Urbanizadas/Urbanas, ocorre elevada pressão humana, que degrada a vegetação da Caatinga, resultando em uma estrutura aberta.

Gráfico 11 - Peso de evidência em destaque da classe de uso Áreas Urbanas, influenciando a relação entre os usos destinados à Caatinga Fechada/Densa e às Áreas Urbanas



Elaboração: Próprio autor (2024).

Diante do processo de calibração, a base do MPUSO 49, utilizada na projeção entre os anos de 2013 a 2023, foi empregada nas projeções para os anos de 2060, 2080 e 2100.

4.7 Cenários de Perda de solos Otimista (CPSO)

4.7.1 Projeção para o ano de 2060 em uma perspectiva otimista

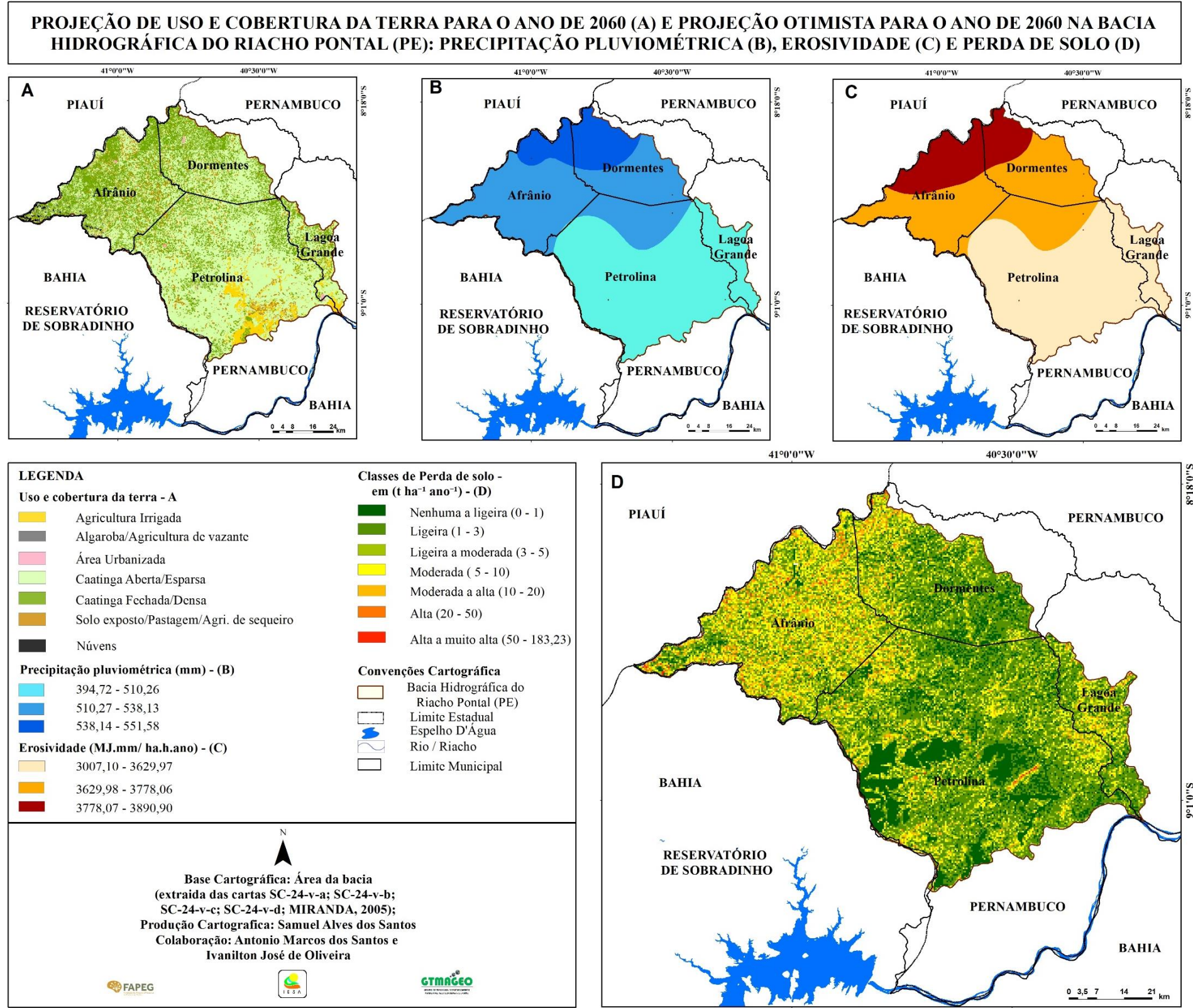
Nesta seção da tese serão apresentados os resultados referentes aos fatores da RUSLE que sofrerão alterações na projeção relativa a quase 4 décadas no futuro, que separam a modelagem do momento atual (2023) e o ano de 2060, conforme as projeções dos cenários futuros baseadas nas mudanças de uso e cobertura das terras, as quais influenciarão o fator CP, e das precipitações pluviométricas, com influência na erosividade (R). Neste contexto, não serão aprofundadas as discussões sobre os fatores de erodibilidade (K) e o fator topográfico (LS), os quais já foram discutidos anteriormente. Por se tratarem de variáveis estáticas, não foram projetados, permanecendo inalterados nos cenários futuros da RUSLE.

Ao analisar o mapeamento de uso da terra para os anos de 2060 e 2023, observa-se que a classe predominante, em ambos os anos, é da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa. Contudo, enquanto em 2023 essa classe ocupava 62,84% da área de estudo, os dados indicam uma redução para 60,98% em 2060, o que representa uma diminuição de 2,08% da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa (Figura 30-A, Tabela 19).

Ao se fazer uma comparação visual entre o mapeamento de uso da terra referente ao ano de 2060 (Figura 30-A) e o mapeamento de uso de 2023 (Figura 22), é possível verificar que as maiores reduções ocorreram próximas às áreas irrigadas dos municípios de Petrolina e Lagoa Grande, bem como nas porções norte, nordeste e noroeste da bacia, abrangendo os municípios de Dormentes e Afrânio.

Por outro lado, a Caatinga Fechada/Densa permanece como a segunda maior classe em área ocupada. Para 2060, essa classe apresenta uma ocupação de 27,12%, valor ligeiramente superior ao registrado em 2023, que foi de 24,67% do total da área da bacia.

Figura 30— Projeção de uso e cobertura da terra para o ano de 2060 (A) e Projeção otimista para o ano de 2060 na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE): Precipitação Pluviométrica (B), Erosividade (C) e Perda de Solo (D)



Elaboração: Próprio autor (2025).

Tabela 19– Quantitativo de áreas ocupadas por classes de uso da terra, erosividade e estimativa de perda de solos para o cenário otimista (CPSO) projetado para o ano de 2060

Classes de uso e cobertura das terras	Área (Km²)	%
Agricultura Irrigada	234,00	3,89
Algaroba/Agricultura de vazante	6,31	0,11
Área Urbanizada	9,24	0,16
Caatinga Aberta/Esparsa	3.668,23	60,98
Caatinga Fechada/Densa	1.631,61	27,12
Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro	445,86	7,41
Núvens	20,08	0,33

Classes de Erosividade (MJ.mm/ha.h.ano)	Área (Km²)	%
3.007,10 – 3.629,97	2.948,53	49,02
3.629,98 – 3.778,06	2.190,47	36,41
3.778,07 – 3.890,90	876,31	14,57

Classes de risco de Perdas de solo	Perdas de solo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Área (Km²)	%
Nenhuma a ligeira	0 - 1	972,14	16,16
Ligeira	1 - 3	2.338,81	38,88
Ligeira a moderada	3 - 5	1.173,58	19,50
Moderada	5 - 10	1.020,9	16,97
Moderada a alta	10 - 20	403,69	6,71
Alta	20 - 50	98,84	1,65
Alta a Muito alta	50 – 183,23	7,37	0,13

Elaboração: Próprio autor (2025).

Ao comparar os mapeamentos apresentados na Figura 30-A e na Figura 22, sendo esta última representativa do mapeamento atual, observa-se que o ganho em áreas da vegetação da Caatinga Fechada/Densa, está concentrado na porção nordeste da bacia, no município de Dormentes, especialmente nas bordas onde se localizam os divisores topográficos de águas.

A mesma dinâmica ocorre no município de Afrânio, onde se observam pequenos crescimentos de área próximos aos divisores topográficos que separam os estados de Pernambuco e Piauí. Na área mais central da bacia, no município de Petrolina, verifica-se crescimento de áreas próximas ao distrito de Rajada. Outra região onde se nota um aumento de Caatinga Fechada/Densa é no sudeste da bacia, território do município de Lagoa Grande.

A classe de uso Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro permanece como a terceira maior em área ocupada. No entanto, para 2060, as projeções indicam uma ocupação de 7,4%, valor inferior ao registrado em 2023, que foi de 10,03% do total da área da bacia. Assim, essa classe apresenta uma redução de 2,62% (Figura 30-A, Tabela 19).

É possível verificar que as maiores diminuições ocorreram na porção central da bacia, no município de Petrolina, outra área que apresentou redução é área próxima à área urbana de Lagoa Grande. Observa-se também redução dessa classe na porção nordeste da bacia, no território do município de Dormentes, próximo à divisa territorial com o município de Petrolina.

A classe de Agricultura Irrigada ocupa a quarta maior área da bacia (3,89% ou 234 km² – Figura 30-A e Tabela 19), referente à projeção para 2060. Contudo, ao observar o mapeamento de uso e cobertura das terras do ano de 2023 (1,86% ou 111,90 km² – Figura 30-A e Tabela 19), verifica-se que, para 2060, projeta-se um aumento de 2,03% nas áreas de Agricultura Irrigada. Na parte sul e sudeste da bacia, é visível a tendência de crescimento da Agricultura Irrigada em áreas do Perímetro Irrigado Pontal Sul, avançando em direção às áreas onde está prevista a implantação do futuro Perímetro Irrigado Pontal Norte, bem como em direção às áreas irrigadas do município de Lagoa Grande.

As demais classes, tais como “Algaroba/Agricultura de vazante” e “Área Urbanizada”, apresentam valores muito próximos aos encontrados para o ano de 2023, ou seja, não apresentarão influências na dinâmica de perda de solos para a projeção de 2060.

Outro fator da RUSLE que apresentou alterações na projeção entre 2023 e 2060 foi a Erosividade da chuva (R). Nessa perspectiva, as Figuras 29-B e 29-C apresentam a projeção da precipitação pluviométrica anual e da erosividade das chuvas para o ano de 2060, simuladas pelo modelo de mudanças climáticas FIO-ESM-2-0 em seu cenário SSP126 (otimista). Os resultados apontam para reduções nas chuvas e no fator R na área de estudo.

Ao analisar os resultados do mapeamento da projeção do Cenário Climático SSP126 para 2060 e comparando-os com a classificação de Carvalho (2008), descrita na Tabela 13, observa-se que toda a área de estudo apresentará índice de erosividade pluviométrica anual (R) classificado como de erosividade Média (Figura 30-C). Isso ocorre porque a erosividade projetada para o cenário SSP126 em 2060 varia de 3.007,10 a 3.890,90 MJ.mm/ha.h.ano, enquanto que, para o ano de 2023, os menores e maiores valores estimados para o fator R foram, respectivamente, 3.195,51 MJ.mm/ha.h.ano e 3.955,73 MJ.mm/ha.h.ano (Figuras 29-B e 29-C, Tabela 19).

Vale destacar que os mapeamentos das Figuras 29-B e 29-C apresentam três classes de precipitação pluviométrica e apenas três classes de erosividade. Contudo, a Figura 14-A, que representa o estado atual da bacia, apresenta quatro classes de erosividade. Ao comparar as Figuras 13 e 29, verifica-se que, à medida que os anos se prolongam, tanto as chuvas quanto, consequentemente, a erosividade tendem a diminuir.

Ao analisar o mapeamento de precipitação pluviométrica do cenário SSP126 projetado para o ano de 2060 (Figura 30-B), observa-se que a classe predominante varia de 394,72 a 510,26 mm, ocupando 49,08% da área da bacia estudada. Em contrapartida, no mapeamento pluviométrico atual, nota-se que o quantitativo de chuvas é maior ao observado no cenário SSP126 de 2060, com valores entre 443,73 e 512,22 mm. Essa classe está concentrada, em grande parte, nas regiões de Petrolina e Lagoa Grande, no cenário SSP126 – 2060. Já no cenário atual, além dos municípios mencionados, essa classe também apresenta uma mancha no município de Afrânio.

A segunda classe varia de 510,27 a 538,13 mm, representando uma área de 39,82% no cenário SSP126 projetado para o ano de 2060. No mapeamento da Figura 14-B, que ilustra o estado atual das chuvas, a segunda maior classe varia de 512,23 a 541,07 mm, indicando um volume de chuvas superior ao observado para a bacia no cenário SSP126 – 2060. Essa classe cobre grande parte do município de Afrânio e parte do município de Dormentes, ambos situados a noroeste e nordeste da bacia, respectivamente. Outro local com presença da mesma classe pluviométrica está situado em áreas do município de Petrolina, próximo ao limite territorial com os municípios mencionados neste parágrafo.

Em uma área menor, em comparação com as demais classes, encontra-se a faixa pluviométrica que varia de 541,08 a 610 mm no cenário atual. Já em relação ao cenário SSP126 – 2060, a precipitação pluviométrica varia de 538,14 a 551,58 mm e ocupará 11,09% do total da área da bacia do Riacho Pontal. Ao comparar os dois mapeamentos, o da realidade atual e o do cenário SSP126 – 2060, observa-se que a mancha correspondente a essa terceira classe pluviométrica apresentará diminuição.

Nota-se que essa mancha começará a desaparecer nas partes centrais dos municípios de Afrânio e Dormentes, concentrando-se mais próxima aos divisores de água, ou seja, nas áreas mais elevadas da bacia. Essa terceira classe apresenta os maiores índices de precipitação pluviométrica e situa-se ao norte, nordeste e noroeste da bacia, abrangendo partes dos municípios de Afrânio e Dormentes.

A dinâmica é bastante semelhante para o fator erosividade (Figura 30-C) no cenário SSP126 – 2060, quando comparada ao comportamento da precipitação pluviométrica no mesmo cenário. Os menores valores de erosividade também se concentram nos mesmos locais em que se observa a classe de maior área da precipitação pluviométrica. Os valores de erosividade variarão de 3.007,10 a 3.629,97 MJ.mm/ha.h.ano e são predominantes na bacia hidrográfica, apresentando 49,01% do total da área estudada.

Portanto, os valores destacados são os mais baixos encontrados para a área de estudo e estão, conseqüentemente, relacionados à influência das reduções nos volumes de chuva na região. Os valores de erosividade observados na realidade atual variaram de 3.195,51 a 3.545,04 MJ.mm/ha.h.ano, sendo superiores aos projetados para o cenário SSP126 – 2060.

É importante destacar que, quanto menor a altitude, menores serão os valores de precipitação pluviométrica e/ou erosividade; ou seja, quanto mais próximo da foz da bacia, menor será o quantitativo de chuvas e mais baixo será o grau de erosividade. Isso ocorre porque, nas áreas mais elevadas da bacia, ocorre o efeito orográfico, concentrando os maiores quantitativos pluviométricos e os maiores índices de erosividade (Liu, 2022).

A segunda classe de erosividade referente ao cenário SSP126 – 2060 está concentrada na parte central da bacia e em grande parte do município de Afrânio. Essa classe varia de 3.629,98 a 3.778,06 MJ.mm/ha.h.ano e ocupa 36,41% da área total da bacia. Em contraste, os dados da realidade atual mostram que a erosividade varia de 3.545,05 a 3.799,41 MJ.mm/ha.h.ano, apresentando valor de erosividade em relação ao mínimo abaixo e, em relação ao máximo superior ao encontrado para o cenário SSP126 – 2060.

Em relação à terceira classe de erosividade no cenário SSP126 – 2060, os valores variaram de 3.778,07 a 3.890,90 MJ.mm/ha.h.ano, apresentando maior grau de erosividade e ocupando 14,56% da área, proporção um pouco superior à da área coberta pelas maiores taxas de precipitação pluviométrica no mesmo cenário. Ao comparar com o mapeamento atual de erosividade (Figura 14-A), observa-se que a mancha anteriormente, concentrada no nordeste da bacia começa a se deslocar para a porção superior da área estudada. Os valores encontrados para a erosividade atual variaram de 3.799,42 a 3.955,73 MJ.mm/ha.h.ano, indicando que, em 2023, os valores de erosividade eram superiores aos projetados pelas chuvas no cenário de mudanças climáticas SSP126 – 2060.

O mapeamento dos Cenários de Perda de solos Otimista (CPSO) foi confeccionado por meio do cruzamento dos fatores R, K, LS e CP. Entretanto, como mencionado anteriormente, os fatores K e LS não foram alterados; os mapeamentos e dados referentes à realidade atual permaneceram inalterados, por serem variáveis que não sofrem mudanças ao longo do tempo. Diante disso, apenas os fatores CP e R da RUSLE foram projetados para o futuro e apresentaram mudanças. Logo, a partir deste parágrafo, inicia-se a discussão dos resultados apresentados no mapeamento da estimativa de Perda de solos Otimista (CPSO), projetado para 2060.

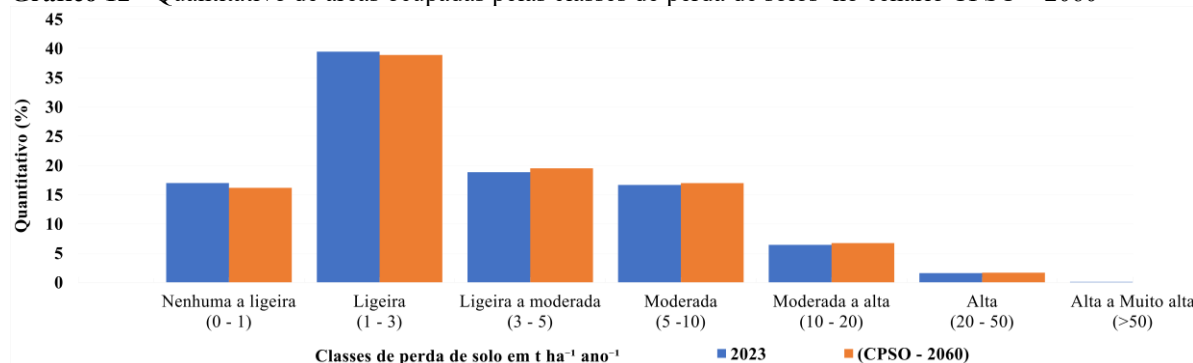
A classe de perda de solos classificada como Ligeira ocupa o maior quantitativo da área da bacia, correspondendo a 38,88% no cenário CPSO projetado para 2060 e, aproximadamente

39,4% no mapeamento da estimativa de perda no ano de 2023. Observa-se que, de 2023 para 2060, haverá uma diminuição de 0,56% nas áreas com perda de solos de 1 a 3 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Gráfico 12). Ao analisar a Figura 30-D, referente ao cenário CPSO projetado para 2060, e a Figura 27, que retrata a realidade atual da estimativa de perda de solos, percebe-se que, nas áreas onde haverá crescimento da Agricultura Irrigada, a perda de solos foi ampliada convertendo algumas áreas que, em 2023, eram classificadas como Ligeiras a se tornarem Ligeira a Moderada no cenário CPSO, com perda estimada entre 3 e 5 t ha⁻¹ ano⁻¹.

Na bacia de estudo, a área coberta pela classe Ligeira a Moderada, com perdas de 3 a 5 t ha⁻¹ ano⁻¹, ocupa cerca de 1,17 mil km², o que corresponde a quase 20% no cenário CPSO – 2060 (Figura 30-D e Gráfico 12). Com base no mapeamento desse cenário, os resultados indicam que a classe Ligeira a Moderada apresentou ampliação em relação aos valores observados no mapeamento de 2023, que correspondiam a 18,84%. Essa classe obteve crescimento de área de 0,66% em comparação à estimativa de perda de solos para o ano de 2023.

As áreas onde ocorreu esse crescimento estão situadas na porção norte da bacia, no município de Dormentes, principalmente nas proximidades do limite territorial com o município de Afrânio. Outro local que apresentou aumento está nos municípios de Afrânio e Petrolina, acompanhando a divisa territorial entre esses municípios. Isso ocorreu devido à mudança no uso da terra: anteriormente, essas áreas eram classificadas como Caatinga Fechada/Densa e, no cenário CPSO – 2060, passaram a ser áreas da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa.

Gráfico 12 - Quantitativo de áreas ocupadas pelas classes de perda de solos no cenário CPSO – 2060



Elaboração: Próprio autor (2025).

Outra classe encontrada na área estudada foi a Moderada, que é a terceira com maior área ocupada e estima uma perda de solos que varia de 5 a 10 t ha⁻¹ ano⁻¹. Na bacia, a área projetada coberta por essa classe ocupa cerca de 1,02 mil km², ou quase 17%, conforme o

mapeamento do cenário CPSO – 2060 (Figura 30-D e Gráfico 12). Os resultados indicam que a classe Moderada apresentará leve aumento em comparação aos valores do mapeamento da estimativa de perda de solos para 2023, que foi de 16,66%.

Ao comparar o mapeamento da perda de solos de 2023 com o cenário CPSO – 2060, percebe-se, um aumento nas perdas entre 5 e 10 t ha⁻¹ ano⁻¹ na porção sul da área estudada. Esse aumento é atribuído as projeções de expansão das áreas de Agricultura Irrigada, que avança sobre às vegetações da Caatinga que, anteriormente, ocupavam essa porção da bacia e que, com o passar dos anos, projetam-se serem reduzidas em detrimento à implantação de novos perímetros irrigados na região, com destaque para o Projeto Pontal Norte projetado pela CODEVASF.

A classe denominada Nenhuma a Ligeira perda é a quarta com maior área ocupada e, estima uma perda de solos que varia de 0 a 1 t ha⁻¹ ano⁻¹. Essa classe ocupa 16,16% da bacia, o que corresponde a 972,14 km² (Figura 30-D e Gráfico 12). Verifica-se que, na projeção relativa a quase 4 décadas no futuro, haverá uma redução de 0,82% nessa classe no cenário CPSO – 2060, em comparação ao mapeamento de perda de solos de 2023.

Ao verificar as alterações na classe de perda de solos de 0 a 1 t ha⁻¹ ano⁻¹, referente ao cenário CPSO projetado para 2060, haverá poucas mudanças nas áreas do município de Petrolina, especialmente na porção sudoeste da bacia, em comparação com o mapeamento da estimativa de perda de solos da realidade atual (2023). No entanto, no município de Dormentes, haverá uma redução nas áreas com perdas de solo de 0 a 1 t ha⁻¹ ano⁻¹ e aumento nas perdas de 1 a 3 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Figura 27 e Figura 30-D).

A classe de perda de solos Moderada a Alta é a quinta com maior área ocupada e estima perdas que variam de 10 a 20 t ha⁻¹ ano⁻¹. Essa classe também apresentou pequeno aumento, com valores de 6,41% e 6,71%. O primeiro valor refere-se ao ano base de 2023 e o segundo ao cenário CPSO – 2060. É possível verificar que, na projeção relativa a quase 4 décadas no futuro, para o cenário CPSO – 2060, projeta-se um aumento mínimo de 0,3% em comparação com o mapeamento de 2023.

A classe com Alta estimativa de perda de solos, a qual varia entre 20 a 50 t ha⁻¹ ano⁻¹ de material erodido, ocupa 98,84 km², ou 1,65% da área da bacia (Figura 30-D e Gráfico 12), com base no mapeamento do cenário CPSO – 2060. Observa-se que esse cenário apresentou leve aumento em comparação com o mapeamento de 2023.

Outra classe mapeada, a qual se refere a Alta a Muito alta perda de solos, com estimativa de material erodido variando entre 50 a 183,23 t ha⁻¹ ano⁻¹ ocupa 7,37 km², ou 0,13% da área

de estudo (Figura 30-D e Gráfico 12), sendo a menor entre as classes com base no cenário CPSO – 2060. Os resultados indicam que esse cenário apresentou leve aumento em comparação com a estimativa de perda de solos para 2023.

Outra área que apresentou perda de solos mais intensificada, em relação ao mapeamento atual, foram os territórios dos municípios de Afrânio e Dormentes, localizado nas porções noroeste e norte da bacia, nestes municípios são projetadas as maiores perdas quando comparadas aos demais municípios inseridos na bacia do Riacho Pontal, devido as projeções continuas do desmatamento acentuado dos ambientes de Caatinga verificado no intervalo do mapeamento de uso e cobertura entre 2013 a 2023, o que resulta em maior exposição do solo aos agentes erosivos.

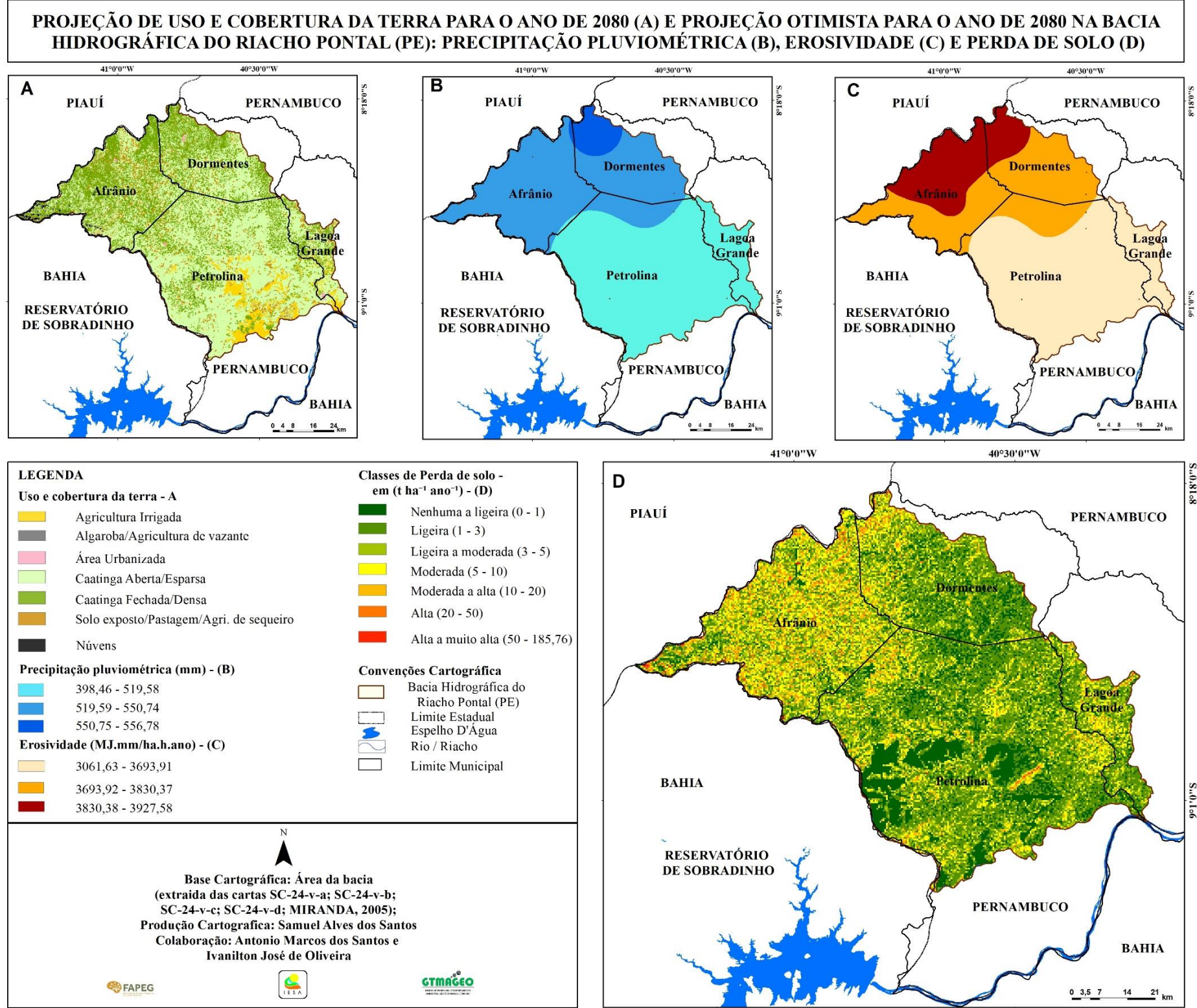
As áreas dos municípios citados anteriormente são focos de preocupação quanto à exposição dos solos aos agentes erosivos, incluindo as chuvas nos últimos anos, com destaque para os estudos de Santos e Santos (2021) e Silva *et al.* (2012), os quais destacam os crescentes riscos de perda de solos inerentes ao desmatamento da vegetação da Caatinga para a expansão da caprinovinocultura.

De modo geral, para o cenário CPSO, entre os anos de 2023 e 2060, observam-se mudanças ligadas ao aumento de todas as classes de perda de solos, com níveis de modificação diferentes, impulsionadas pelas projeções de uso da terra, com destaque para a ampliação de ambientes com reduzida proteção dos solos, principalmente em terrenos planos a suave ondulado, avançando em direção aos solos mais frágeis. Em compensação, a projeção da erosividade nesse recorte temporal indica reduzida, ou seja, entre 2023 e 2060, projeta-se diminuição dos índices de erosividade dos solos em toda a bacia, impulsionada pela redução das chuvas apontadas pelo modelo climático SSP126, em sua base otimista, acoplado ao cenário CPSO.

4.7.2 Projeção para o ano de 2080 em uma perspectiva otimista

Ao cruzar as informações referentes aos fatores de erodibilidade (K) e fator topográfico (LS) da RUSLE com os cenários projetados de uso e cobertura da terra para o ano de 2080, bem como com as projeções dos Cenários de Mudanças Climáticas SSP126 – 2080, obteve-se o mapeamento final do Cenário de Perda de solos Otimista (CPSO) para o referido ano (Figura 31).

Figura 31 - Projeção de uso e cobertura da terra para o ano de 2080 (A) e Projeção otimista para o ano de 2080 na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE): Precipitação Pluviométrica (B), Erosividade (C) e Perda de Solo (D)



Elaboração: Próprio autor (2025).

Nesta etapa, são apresentados os resultados referentes aos fatores da RUSLE que sofrerão alterações na projeção relativa a quase 6 décadas no futuro (2023–2080), além das mudanças ocorridas durante o intervalo de 20 anos (2060–2080), conforme os resultados das projeções do CPSO para 2080. A discussão dos resultados seguirá estrutura semelhante à adotada na etapa anterior desta tese.

A análise do mapeamento de uso e cobertura da terra indica redução contínua nas áreas da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa. No cenário de uso e cobertura da terra projetado para o ano de 2080, essa classe ocupa 59,94% da área total da bacia. Em 2023, o percentual correspondia a 62,84%, enquanto, no cenário projetado para 2060, era de 60,98%. Verifica-se, portanto, uma redução de 2,9% entre 2023 e 2080, e de 1,04% entre 2060 e 2080 nas áreas da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa, conforme apresentado na Tabela 20.

Tabela 20 – Quantitativo de áreas ocupadas por classes de uso da terra, erosividade e estimativa de perda de solos para o cenário otimista (CPSO) projetado para o ano de 2080

Classes de uso e cobertura das terras		Área (Km ²)	%
Agricultura Irrigada		290,54	4,83
Algaroba/Agricultura de vazante		6,61	0,11
Área Urbanizada		9,62	0,16
Caatinga aberta/Esparsa		3.605,58	59,94
Caatinga fechada/Densa		1.643,98	27,33
Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro		439,11	7,3
Núvens		19,85	0,33
Classes de Erosividade (MJ.mm/ ha.h.ano)		Área (Km ²)	%
3.061,63 – 3.693,91		3.098,11	51,51
3.693,92 – 3.830,37		1.864,73	30,99
3.830,38 – 3.927,58		1.052,49	17,50
Classes de risco de Perdas de solo	Perdas de solo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Área (Km ²)	%
Nenhuma a ligeira	0 - 1	953,98	15,85
Ligeira	1 - 3	2.303,3	38,29
Ligeira a moderada	3 - 5	1.178,81	19,59
Moderada	5 - 10	1.051,34	17,49
Moderada a alta	10 - 20	418,42	6,96
Alta	20 - 50	103,42	1,72
Alta a Muito alta	50 – 185,76	6,06	0,1

Elaboração: Próprio autor (2025).

Por outro lado, a classe da vegetação Caatinga Fechada/Densa permanece como a segunda maior em área ocupada. No entanto, para o cenário de uso e cobertura da terra projetado para o ano de 2080, essa classe ocupa 27,33%, valor ligeiramente maior do que o encontrado

em 2023 que correspondia a 24,67%, enquanto que para 2060, era de 27,12% do total da área da bacia (Tabela 20).

Ao analisar os mapeamentos dos cenários de uso e cobertura da terra projetados para os anos de 2080 e 2060, é possível verificar que, na porção central-sul e sudoeste, áreas próximas ao perímetro irrigado da bacia, no município de Petrolina, uma mancha da vegetação da Caatinga Fechada/Densa foi transformada em uma área com predomínio da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa. Além disso, observam-se aumentos mínimos nas proximidades dos divisores topográficos de água na parte norte e nordeste da bacia, quando comparados ao mapeamento do cenário de uso e cobertura das terras projetado para 2060.

A tendência de redução das áreas com vegetação da Caatinga, seja ela Fechada/Densa e/ou Aberta/Esparsa, vem sendo registrada em diversos estudos desenvolvidos no semiárido brasileiro, a exemplo da pesquisa desenvolvida por Junior *et al.* (2020), no estado da Paraíba, entre os anos de 1996 a 2018, e Aquino e Santos (2020), este último realizado na região que compreende a bacia do Riacho Pontal. Ambos destacam que a tendência futura é uma redução proporcional ou até maior do que a que vem ocorrendo nos últimos anos, situação que foi levada em consideração nas projeções desenvolvidas nesta tese.

A classe de uso Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro permanece como a terceira maior em área ocupada. No entanto, apresentou uma baixa redução na projeção relativa a quase 6 décadas no futuro, registrando uma perda de aproximadamente 2,73% da área total, com base na projeção de uso e cobertura da terra para o ano de 2080. Em relação à projeção de 2060, duas décadas depois, as perdas foram mínimas, alcançando apenas 0,11%, em comparação à redução das áreas destinadas a Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro.

Os resultados indicam que a classe de Agricultura Irrigada tende a continuar crescendo na projeção relativa a quase 6 décadas no futuro. A projeção de uso e cobertura da terra para 2080 estima que essa classe ocupará cerca de 4,83% da área da bacia, o equivalente a 290,54 km². Para 2060, a área projetada era de 3,89% ou 234,90 km². Em 2023, essa classe representava apenas 1,86%, correspondente a 111,53 km² da área total da bacia hidrográfica.

Além do crescimento já identificado nas porções sul e sudeste da bacia, verifica-se tendência de crescimento das manchas de Agricultura Irrigada no mapeamento de uso e cobertura da terra para o ano de 2080, quando comparado aos mapeamentos de 2060 e 2023. Observa-se que essa classe de uso, anteriormente limitada à expansão para áreas à esquerda dos perímetros irrigados no município de Petrolina, passa a se estender também para áreas à direita desses perímetros, situadas na porção centro-sul da bacia.

Esta expansão, prevista para os próximos anos, de acordo com a CODEVASF (2022), é alimentada pela influência dos Argissolos Amarelos, os quais são utilizados para a Agricultura Irrigada, isto por serem solos localizados em áreas planas da bacia e não apresentarem pedregosidade acentuada, em comparação com os Argissolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos.

As demais classes, como Algaroba/Agricultura de vazante e Área Urbanizada, mantêm valores semelhantes aos observados em 2023 e na projeção para 2060, indicando pouca ou nenhuma variação significativa nos dados de uso e cobertura da terra projetados para 2080.

Ao analisar os resultados do mapeamento de Erosividade (R) para o cenário otimista SSP126 – 2080 (Figura 31-C) e o mapeamento da precipitação pluviométrica (Figura 31-B) da bacia do Riacho Pontal, observa-se a predominância de áreas com valores de erosividade entre 3.061,63 e 3.693,91 MJ.mm/ha.h.ano e precipitação pluviométrica, cuja classe predominante varia entre 398,46 e 519,58 mm.

Os mapeamentos apresentados nas Figuras 30-B e 30-C revelam que as classes de precipitação pluviométrica e erosividade, respectivamente, concentram-se em manchas bastante semelhantes, com ampla ocorrência no município de Petrolina, exceto nas áreas que abrangem os limites territoriais dos municípios de Afrânio e Dormentes. Essa classe de erosividade e precipitação pluviométrica também abrange todo o município de Lagoa Grande, sendo a menor classe identificada para erosividade e precipitação pluviométrica na bacia estudada.

A principal mudança na dinâmica climática do cenário SSP126 – 2080 refere-se ao aumento dos valores de erosividade, que passou a variar de 3.061,63 a 3.693,91 MJ.mm/ha.h.ano, em comparação ao cenário SSP126 – 2060, no qual os valores são de 3.007,10 a 3.629,97 MJ.mm/ha.h.ano. No mapeamento referente ao ano de 2023 a erosividade variou entre 3.195,51 a 3.545,04 MJ.mm/ha.h.ano. A classe apresentou crescimento de 3,38% em área em relação ao mapeamento de 2023 e de 2,49% em comparação à projeção pluviométrica do cenário SSP126 – 2060.

Verificou-se que as áreas com menor erosividade e menores taxas de precipitação pluviométrica na bacia, tendem a se estender da porção sul em direção à porção norte. Por outro lado, as maiores taxas de precipitação pluviométrica e, consequentemente de erosividade concentram-se nas porções norte, nordeste e noroeste da bacia.

Ao analisar o mapeamento de precipitação pluviométrica referente ao cenário SSP126 – 2080, observa-se que a maior concentração de chuvas está localizada em uma pequena

mancha na região norte da bacia, com valores variando entre 550,75 e 556,78 mm. Em 2023, os maiores valores de precipitação pluviométrica variaram de 541,08 a 610 mm; já para o cenário SSP126 – 2060, os valores estimados foram de 538,14 a 551,58 mm.

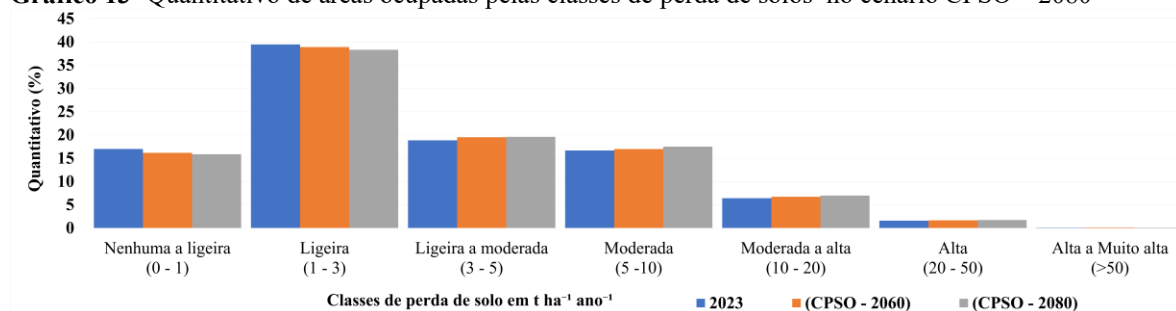
As maiores taxas de erosividade das chuvas projetadas para o cenário pluviométrico SSP126 – 2080 variaram de 3.830,38 a 3.927,58 MJ.mm/ha.h.ano. Embora essa classe represente a menor área da bacia, ela apresenta maior potencial para processos erosivos relacionados à perda de solos. No cenário SSP126 – 2060, os valores foram menores, variando de 3.778,07 a 3.890,90 MJ.mm/ha.h.ano. Já em 2023, os valores foram ligeiramente maiores, variando de 3.799,41 a 3.955,73 MJ.mm/ha.h.ano.

Destaca-se que, no cenário SSP126 – 2080, o modelo climático estimou um aumento nos índices de erosividade e precipitação pluviométrica em comparação ao cenário SSP126 – 2060. No entanto, ao serem comparados aos dados de 2023, os resultados indicam que a intensidade do fator R tende a diminuir, o que se deve à redução das chuvas e da erosividade projetada para o cenário SSP126 – 2080.

Estudo desenvolvido por Riquetti *et al.* (2020), referente ao período de 2010 e projetados para 2099 na América do Sul, indica um aumento das chuvas futuras na região centro-sul do continente, abrangendo o Paraguai, o norte da Argentina, além do sul e sudeste do Brasil, e uma forte redução na precipitação pluviométrica nas regiões do semiárido brasileiro (Nordeste) e amazônica (Norte). Reforço que valida os resultados do cenário SSP126 do modelo pluviométrico FIO-ESM-2-0.

Semelhante aos resultados encontrados nesta tese Santos *et al.* (2022), desenvolveram estudo analisaram no intervalo de 1961 a 2099, na bacia do Tocantins-Araguaia, o qual aponta para tendência de redução do fator erosividade da chuva em diferentes modelos de mudanças climáticas atribuída à diminuição das chuvas.

A Figura 31-D apresenta o mapeamento de estimativa de Perda de solos Otimista (CPSO) projetada para o ano de 2080. Ao analisar o Gráfico 13 em conjunto com a Figura 31-D, observa-se o predomínio da classe de perda denominada de perda Ligeira, que corresponde a reduções estimadas entre 1 e 3 t ha⁻¹ ano⁻¹ de solo. Essa classe permanece como predominante nos cenários futuros otimistas entre os anos de 2060 e 2080, bem como no mapeamento de perda de solos referente ao ano de 2023.

Gráfico 13- Quantitativo de áreas ocupadas pelas classes de perda de solos no cenário CPSO – 2080

Elaboração: Próprio autor (2025).

Dessa maneira, a classe Ligeira representa a maior área de perda de solos na bacia, ocupando cerca de 38,2% no cenário CPSO - 2080 e, aproximadamente 39,4% no mapeamento de perda de solos referente ao ano de 2023. No cenário CPSO - 2060, essa classe corresponde cerca de 38,88% da área total (Gráfico 13). Ao comparar os dados, observa-se redução na projeção relativa a seis décadas no futuro.

Essa redução é perceptível na região nordeste da bacia, localizada na porção superior direita do município de Dormentes. Outras áreas com reduções mínimas incluem a região centro-oeste da bacia, conforme observado no mapeamento de perda de solos do cenário CPSO – 2080, também na porção sul, próxima às áreas do perímetro irrigado do setor Maria Tereza.

Na porção sul da bacia, os principais fatores que contribuíram para a redução dessa classe foram as projeções de aumento das áreas irrigadas, atualmente planejadas pelas implantações dos canais de irrigação, associada a um aumento nos valores de erosividade, que variaram de 3.061,63 a 3.693,91 MJ.mm/ha.ha.ano, índices ligeiramente superiores aos observados no cenário CPSO – 2060.

Observa-se, ainda, que no mapeamento da figura 31-D, a classe de perda de solos Ligeira, que estima retirada de sedimentos entre 1 e 3 t ha⁻¹ ano⁻¹, no cenário CPSO – 2060, tende a migrar para a classe Ligeira a moderada, com perdas estimadas entre 3 e 5 t ha⁻¹ ano⁻¹ no cenário CPSO – 2080, especialmente na porção sul da bacia. A diminuição de outras classes de perda de solos contribuiu para o aumento da área ocupada pela classe Ligeira a moderada na projeção relativa a quase 6 décadas no futuro.

A segunda maior classe de perda de solos, conforme apresentado no Gráfico 13 e na Figura 31-D, corresponde à classe Ligeira a moderada, com valores de 19,59% no cenário CPSO - 2080, e aproximadamente 18,8% no mapeamento de perda de solos de 2023, e cerca de 19,5% no cenário CPSO - 2060.

Para essa classe, o cenário CPSO - 2080 apresenta um leve aumento nas perdas de solo, estimadas entre 3 e 5 t ha⁻¹ ano⁻¹. Ao comparar com o cenário CPSO – 2060 e o mapeamento de 2023, observa-se uma redução dessas perdas no município de Afrânio. Em contrapartida, no cenário CPSO – 2080, observou-se um crescimento de área na classe denominada de perda Moderada, com perdas entre 5 e 10 t ha⁻¹ ano⁻¹.

Entre os fatores que contribuem para a citada ampliação estão o aumento do grau de erosividade, intensificado na porção norte da bacia, correspondente à extremidade superior central. A erosividade da chuva, nesse contexto, apresentou valores entre 3.830,38 e 3.927,58 MJ.mm/ha.h.ano. Além disso, foi observada redução da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa, o que tem contribuído para intensificação das perdas de solo de 5 a 10 t ha⁻¹ ano⁻¹ (Figura 31-D, Gráfico 13).

A classe denominada como Nenhuma a ligeira perda, que compreende erosões entre 0 e 1 t ha⁻¹ ano⁻¹, também apresentou redução na projeção relativa a quase 6 décadas no futuro. Em 2023, essa classe representava cerca de 16,98% da área total da bacia, enquanto, no cenário CPSO – 2080, atinge 15,85%, indicando uma diminuição de 1,13%.

Comparando com os dados do cenário CPSO – 2060 e, com o mapeamento de estimativa de perda de solos de 2023, verifica-se que, no cenário CPSO – 2080, as reduções ocorreram principalmente, nas porções leste, nordeste e centro-oeste da bacia. Essas áreas de baixa perda de solos coincidem com regiões de Caatinga Fechada/Densa e Aberta/Esparsa, onde os índices de erosividade variaram entre 3.693,92 e 3.830,37 MJ.mm/ha.h.ano.

A classe Moderada, que compreende perdas de solo entre 5 e 10 t ha⁻¹ ano⁻¹, apresentou leve aumento no cenário CPSO – 2080 em comparação com o cenário CPSO - 2060 e com o mapeamento de perda de solos de 2023. Vale destacar que em 2023, essa classe ocupava 16,66% da área da bacia; no cenário CPSO – 2060, esse valor aumentou para 16,97%; e, no cenário CPSO – 2080, atingiu 17,49%.

A classe intitulada como Moderada a Alta perda de solos, que abrange deslocamentos de sedimentos variando de 10 a 20 t ha⁻¹ ano⁻¹, também registrou pequeno aumento ao longo das projeções, com valores de 6,41% em 2023, 6,71% no cenário CPSO – 2060 e 6,96% no cenário CPSO – 2080. As áreas com aumento de perdas de solo entre 10 e 20 t ha⁻¹ ano⁻¹ concentram-se principalmente, no quadrante noroeste da bacia, correspondente ao município de Afrânio, o qual apresentou um crescente foco de áreas classificadas como Moderada e alta perda de solos.

Além disso, foi identificado aumento dessa classe de perda no limite territorial entre os municípios de Afrânio e Dormentes, bem como no quadrante sudeste, abrangendo áreas do município de Lagoa Grande. No município de Petrolina, também observa-se o crescimento dessas áreas, principalmente nas proximidades da Serra do Areal e nas divisas territoriais entre Afrânio e Petrolina.

Outra classe que apresentou aumento, quando comparada aos demais mapeamentos, é a de Alta perda de solos, com variação entre 20 e 50 t ha⁻¹ ano⁻¹. As áreas ocupadas por essa classe correspondem a 1,58% no mapeamento de 2023, 1,65% no cenário otimista projetado para 2060 e 1,72% no cenário CPSO – 2080.

As áreas concentradas nessa classe de Alta perda de solos estão predominantemente localizadas no município de Afrânio, além de outras regiões onde o terreno apresenta-se ondulações, sendo classificado como ondulados, nos municípios de Dormentes, Lagoa Grande e Petrolina. Isso indica que, nas localidades com o relevo movimentado e sobre constantes declividades, a perda de solos tende a ser maior, uma vez que a inclinação do terreno favorece o deslocamento de sedimentos, principalmente quando associados à média erosividade das chuvas, conforme apontado por Carvalho (2008). Essa situação é agravada em áreas onde o solo se encontra exposto aos processos erosivos.

Quanto à classe de perda de solos de Alta a Muito alta, no cenário otimista projetado para 2080, observa-se mínima redução em comparação ao cenário CPSO - 2060 e, um aumento em relação ao mapeamento de estimativa de perda de solos do ano de 2023.

Uma dinâmica semelhante à observada na classe de Alta perda de solos também ocorre na classe de perda de solos de Alta a muito alta. No entanto, isso acontece em áreas menores da bacia, localizadas em terrenos com maior declividade, como serras, morros e serrotes. Pequenos focos dessa classe também são identificados na porção sudeste da bacia, no município de Lagoa Grande.

Outro ponto de concentração ocorre na Serra do Areal, situada no município de Petrolina, bem como em áreas da parte superior da bacia, nos municípios de Afrânio e, em menor proporção, em Dormentes, próximo ao limite territorial entre esses dois municípios. Ou seja, o papel da inclinação do terreno, associada a redução da Caatinga Fechada/Densa sendo substituída por pastagem e/ou áreas voltadas para Agricultura de sequeiro sobre com baixa maturidade de desenvolvimento como os Neossolos Litólicos e/ou solos com horizonte A Franco arenoso e Arenoso como os Argissolos Vermelho-Amarelos e locais.

4.7.3 Projeção para o ano de 2100 em uma perspectiva otimista

Ao cruzar as informações referentes aos fatores de erodibilidade (K) e topográfico (LS) do modelo RUSLE com o mapeamento de uso e cobertura da terra, projetado para o ano de 2100 e com a projeção dos Cenários Climáticos SSP126 – 2100, foi elaborado o mapeamento final do Cenário de Perda de solos Otimista (CPSO) para o ano de 2100 (Figura 32).

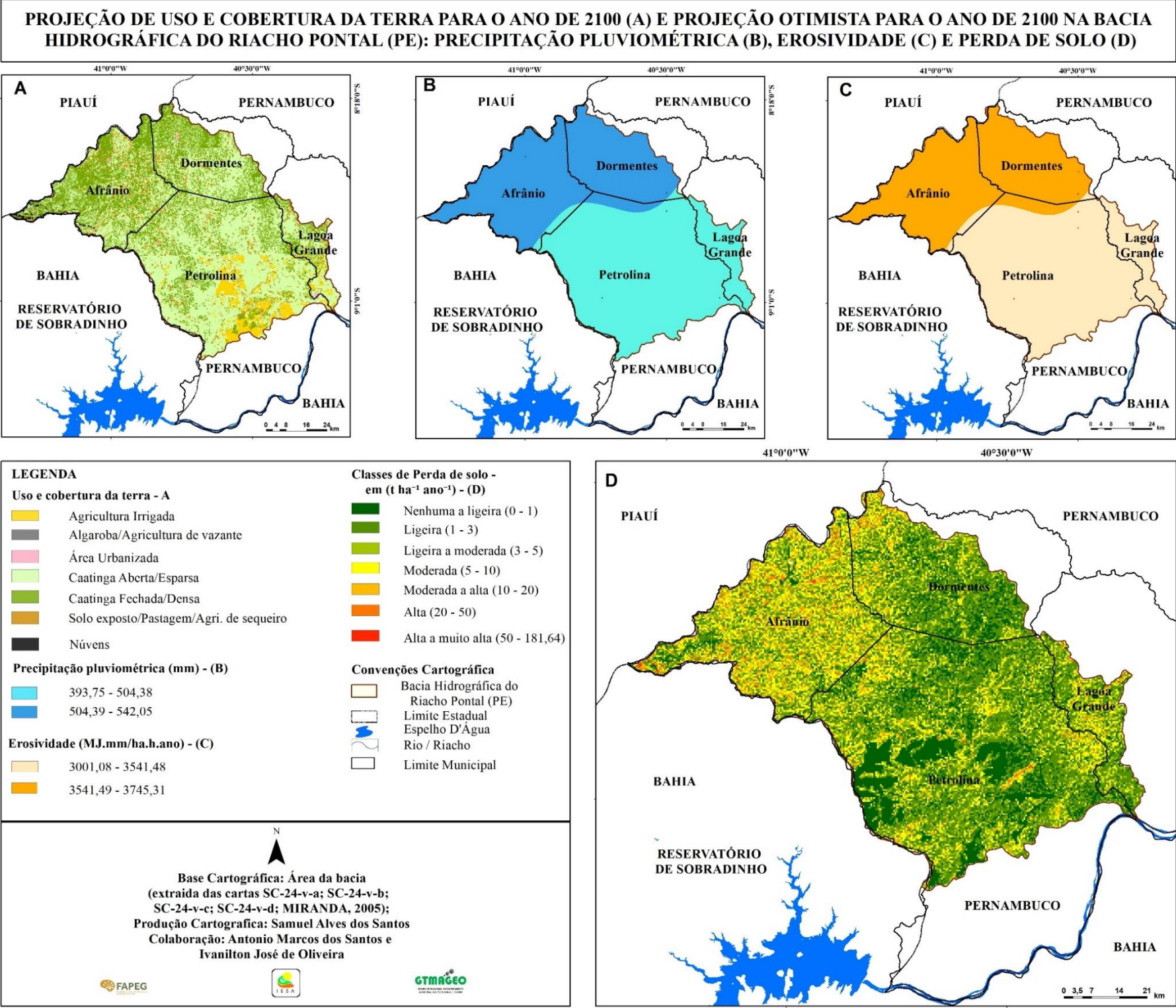
Nesta etapa, serão apresentados os resultados relativos aos fatores da RUSLE que sofreram alterações relativa a quase 8 décadas no futuro (2023–2100), bem como as mudanças observadas nos períodos de 40 anos (2060–2100) e 20 anos (2080–2100), conforme os resultados projetados para o cenário CPSO – 2100.

Ao realizar uma analogia entre o mapeamento de uso e cobertura da terra projetado para o ano de 2100 com o mapeamento correspondente ao ano de 2023, bem como com os cenários projetados para 2060 e 2080, observa-se tendência de redução nas áreas classificadas como vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa ao longo do intervalo temporal das décadas analisadas.

Os dados indicam que, em 2100, a classe de uso e cobertura da terra correspondente à vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa ocupará 59,28% da área total da bacia (Tabela 21). Em 2023, esse percentual era de 62,84%; no cenário projetado para 2060, reduziu para 60,98%; e, para 2080, atingirá 59,94%. Observa-se, portanto, que entre 2023 e 2100 projeta-se redução de 3,56% na extensão dessa classe. De 2060 para 2100, a diminuição foi de 1,7%, enquanto que entre 2080 e 2100 a redução projetada foi de aproximadamente 0,6%.

Independente do ano avaliado e do quantitativo de perda, a redução da Caatinga Aberta/Esparsa ocorre, na maioria dos casos, para a classe de Solo exposto/Pastagens/Agricultura de sequeiro, seguindo o panorama vivenciado atualmente na região.

Figura 32—Projeção de uso e cobertura da terra para o ano de 2100 (A) e Projeção otimista para o ano de 2100 na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE): Precipitação Pluviométrica (B), Erosividade (C) e Perda de Solo (D)



Elaboração: Próprio autor (2025).

Tabela 21 – Quantitativo de áreas ocupadas por classes de uso da terra, erosividade e estimativa de perda de solos para o cenário otimista (CPSO) projetado para o ano de 2100

Classes de uso e cobertura das terras		Área (Km ²)	%
Agricultura Irrigada		329,9	5,49
Algaroba/Agricultura de vazante		6,32	0,1
Área Urbanizada		9,14	0,16
Caatinga Aberta/Esparsa		3.565,79	59,28
Caatinga Fechada/Densa		1.648,12	27,39
Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro		435,89	7,25
Núvens		20,08	0,33

Classes de Erosividade (MJ.mm/ ha.h.ano)		Área (Km ²)	%
3.001,08 – 3.541,48		3.406,81	56,64
3.541,49 – 3.745,31		2.608,52	43,36

Classes de risco de Perdas de solo	Perdas de solo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Área (Km ²)	%
Nenhuma a ligeira	0 - 1	1.002,74	16,66
Ligeira	1 - 3	2.342,08	38,93
Ligeira a moderada	3 - 5	1.153,61	19,18
Moderada	5 - 10	1.025,17	17,05
Moderada a alta	10 - 20	393,22	6,54
Alta	20 - 50	90,82	1,51
Alta a Muito alta	50 – 181,64	7,69	0,13

Elaboração: Próprio autor (2025).

Ao analisar os quatro mapeamentos de uso e cobertura da terra correspondentes, observa-se uma redução na vegetação da Caatinga Fechada/Densa, especialmente na porção nordeste da bacia, em áreas do município de Dormentes. Entretanto, verifica-se um aumento da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa nas mesmas regiões onde haverá diminuição da Caatinga Fechada/Densa, principalmente na porção nordeste da bacia em áreas do município de Dormentes.

Outro aspecto observado é a expansão das áreas de Agricultura Irrigada, que avança sobre áreas anteriormente, ocupadas por Caatinga Aberta/Esparsa e Fechada/Densa, localizadas ao sul, sudoeste, centro-oeste e centro-sul da bacia. Aumento proporcionado pelos planejamentos de expansão dos novos polos de irrigação projetados pela CODEVASF (2022).

No entanto, de acordo com a projeção de uso e cobertura da terra para 2100, a classe de Caatinga Fechada/Densa apresenta a segunda maior área em extensão, ocupa aproximadamente 27,39% da área total da bacia. Esse valor ultrapassa o registrado em 2023 (24,67%) e também ao observado na projeção para 2060 (27,12%). Em relação à projeção para 2080, cuja área ocupada foi de 27,33%, verifica-se uma tendência de aumento da vegetação da Caatinga

Fechada/Densa na projeção relativa a quase 8 décadas no futuro. O que ampara este crescimento foram os visíveis aumentos desta classe de uso entre os anos de 2013 a 2023, nas áreas de recuperação da vegetação empregada como parâmetro nas projeções.

A distribuição espacial da vegetação da Caatinga Fechada/Densa se estende por quase toda a bacia, exceto nas áreas irrigadas localizadas no extremo sul, próximas à foz, bem como em regiões ao sudoeste, centro-oeste e centro-sul. Nessas áreas, observa-se maior presença da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa, resultado da degradação provocada por desmatamentos nas proximidades dos perímetros irrigados.

Outra classe de uso e cobertura que apresentou reduções, na projeção relativa a quase 8 décadas no futuro, foi o Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro. Essa classe registrou diminuição de 2,78% em relação ao mapeamento de uso da terra de 2023. Considerando um intervalo de 40 anos, ou seja, a projeção de uso e cobertura da terra para 2060, a redução foi de 0,16%.

Já em um intervalo de 20 anos, correspondente à projeção para 2080, a diminuição foi mínima, atingindo apenas 0,05% das áreas de Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro. A análise dos quatro mapeamentos evidencia que essas reduções mínimas concentram-se principalmente, nas porções sul, centro-sul e centro-oeste da bacia.

Na bacia em estudo, a área ocupada pela classe de uso Agricultura Irrigada corresponde a 290,54 km², o que representa 4,83% de presença na bacia em estudo (Figura 31-A e Tabela 20), com base na projeção de uso e cobertura da terra para 2080. Os resultados indicam que a classe de Agricultura Irrigada continuará a se expandir na projeção relativa a quase 8 décadas no futuro. Essa classe apresentou um crescimento de 3,63% em comparação com o mapeamento de uso e cobertura da terra de 2023.

Considerando um intervalo de 40 anos, ou seja, a projeção de uso e cobertura da terra para 2060, o aumento foi de 1,6%. Em um intervalo de 20 anos após, com base na projeção para 2080, as áreas de Agricultura Irrigada cresceram 0,66%. Na projeção relativa a quase 8 décadas no futuro, essas áreas se expandiram no sentido sudoeste para sudeste da bacia, além de apresentarem crescimento na região centro-oeste da área de estudo.

As demais classes, como Algaroba/Agricultura de vazante e Área Urbanizada, não apresentaram alterações significativas nas projeções futuras, mantendo valores semelhantes aos observados no ano de 2023, bem como, nas projeções de uso e cobertura da terra para 2060, 2080 e 2100. Dessa forma, essas classes exercem pouca influência nos resultados, quando comparadas aos mapeamentos obtidos para a projeção de uso e cobertura da terra de 2100.

As Figuras 31-B e 31-C apresentam os mapeamentos referentes aos cenários SSP126 - 2100 apresentando a precipitação pluviométrica e a erosividade das chuvas, respectivamente. Inicialmente, o mapeamento da erosividade atual apresentou quatro classes distintas. Já nos cenários SSP126 - 2060 e SSP126 - 2080, observou-se uma redução no número de classes, passando a três. Para o cenário SSP126 - 2100, esse número foi ainda mais reduzido, restando apenas duas classes.

A análise das Figuras 31-B e 31-C revela o predomínio da classe de erosividade variando de 3.001,08 a 3.541,48 MJ.mm/ha.h.ano. Por outro lado, a classe de precipitação pluviométrica predominante na bacia apresenta valores estimados entre 393,75 e 504,38 mm, conforme o cenário climático SSP126 - 2100. Essa classe está localizada nos municípios de Lagoa Grande e Petrolina, com exceção de uma pequena área próxima aos limites municipais de Afrânio e Dormentes.

A outra classe de erosividade e precipitação pluviométrica apresenta variações entre 3.541,49 e 3.745,31 MJ.mm/ha.h.ano, e entre 504,39 e 542,05 mm, respectivamente. Essa classe está concentrada na porção superior da bacia, abrangendo as porções norte, nordeste e noroeste.

Ao comparar o mapeamento da erosividade de 2023 com os cenários SSP126 - 2060 e SSP126 - 2080, as projeções climáticas indicam redução na concentração de chuvas e, consequentemente, alteração no grau de erosividade na projeção relativa a quase 8 décadas no futuro. Os resultados demonstram que, no cenário SSP126 - 2100, em relação ao ano de 2023, ocorrerá redução no valor máximo anual médio das chuvas de 67,95 mm. No que se refere à erosividade, consequentemente, haverá diminuição de 210,42 MJ.mm/ha.h.ano.

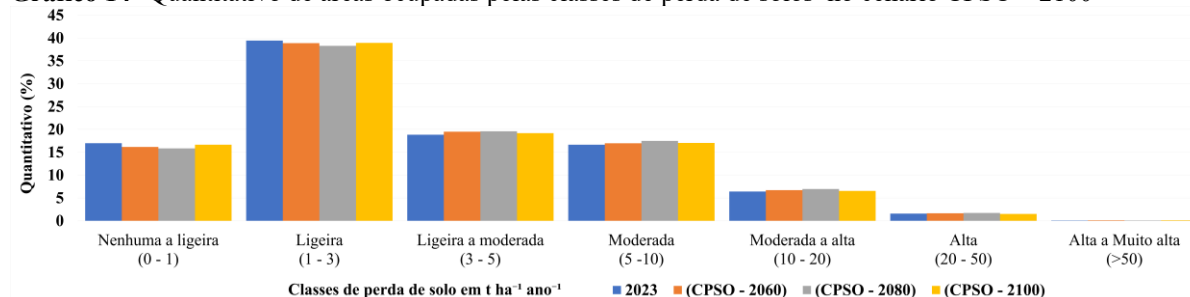
As áreas com maior concentração de chuvas e erosividade, anteriormente representadas no mapeamento de 2023 e nos cenários SSP126 - 2060 e SSP126 - 2080, principalmente na parte superior da bacia, porções norte e nordeste, tendem a desaparecer no cenário climático SSP126 - 2100.

A Figura 32-D apresenta o mapeamento de estimativa da Perda do Solos Otimista (CPSO) projetada para o ano de 2100. Ao analisar os quatro mapeamentos de Perda de solos Otimista (CPSO), observa-se o predomínio da classe denominada de Ligeira perda, que estima redução dos solos variando entre 1 e 3 t ha⁻¹ ano⁻¹.

Portanto, essa é a classe de maior extensão em termos de perda de solos na bacia, ocupando cerca de 38,93% no cenário CPSO - 2100 e aproximadamente 39,4% no mapeamento de estimativa de perda de solos de 2023. Observa-se que, de 2023 para 2100, projetou-se

redução de 0,47% nas áreas com perdas de solo entre 1 e 3 t ha⁻¹ ano⁻¹. Por outro lado, de 2060 para 2100, conforme o cenário (CPSO), projetou-se um leve aumento de 0,05%. Já entre 2080 e 2100, o aumento da classe de perda de 1 a 3 t ha⁻¹ ano⁻¹ foi de aproximadamente 0,64% nas áreas do mapeamento do cenário CPSO - 2100 (Gráfico 14).

Gráfico 14- Quantitativo de áreas ocupadas pelas classes de perda de solos no cenário CPSO – 2100



Elaboração: Próprio autor (2025).

As áreas de Agricultura Irrigada expandiram-se na projeção relativa a quase 8 décadas no futuro no sentido sudoeste para sudeste da bacia, o que resultou na redução da classe de perda de 1 a 3 t ha⁻¹ ano⁻¹, anteriormente classificadas como vegetação da Caatinga no mapeamento de uso e cobertura da terra de 2023.

Na bacia em estudo, a área ocupada pela classe de perda Ligeira a moderada corresponde a aproximadamente 1,2 mil km², ou quase 20% (Figura 32-D e Gráfico 14), com base no mapeamento do cenário CPSO - 2100. Os resultados indicam que essa classe apresentou leve redução em comparação aos valores observados no cenário CPSO - 2060, que foi de 19,5%, e no cenário CPSO - 2080, que foi de 19,59%. No entanto, em relação ao mapeamento de estimativa de perda de solos de 2023, a classe obteve um aumento de 0,38% em área.

Dois municípios que apresentaram aumento na estimativa de perda de solos de 3 a 5 t ha⁻¹ ano⁻¹, no cenário CPSO – 2100, em comparação com o mapeamento de 2023, foram Petrolina, na porção sul, e Dormentes, na porção nordeste da bacia. No caso de Petrolina, um dos fatores que contribuiu para o crescimento dessa classe foi a projeção expansão das áreas de Agricultura Irrigada sobre vegetação da Caatinga, intensificando o processo erosivo e a consequente perda de solos no cenário CPSO – 2100. Já no município de Dormentes, as mudanças decorreram da redução da vegetação da Caatinga Fechada/Densa e de Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro, o que influenciou a expansão da classe de Caatinga Aberta/Esparsa nesse mesmo cenário.

Outra classe de estimativa de perda de solos que apresentou variações na projeção relativa a quase 8 décadas no futuro, foi a classe de perda Moderada, que compreende deslocamento de sedimentos variando entre 5 a 10 t ha⁻¹ ano⁻¹. Essa classe ocupa 17,05% da área total da bacia no cenário CPSO – 2100. Verifica-se uma leve redução dessa classe no cenário CPSO – 2100, em comparação com os cenários CPSO - 2060 e CPSO – 2080. No entanto, quando comparado ao mapeamento de perda de solos de 2023, observa-se um crescimento de 0,39% em área (Gráfico 14).

Ao comparar o cenário CPSO – 2100 com o mapeamento de 2023, percebe-se um aumento das áreas com perdas moderadas na região de Petrolina, tanto na porção sul, onde se localizam as áreas irrigadas, quanto nas proximidades do limite territorial com o município de Afrânio.

Por outro lado, em relação aos cenários CPSO - 2060 e CPSO – 2080, observa-se que as leves reduções da classe de perda de solos entre 5 e 10 t ha⁻¹ ano⁻¹, registradas no cenário CPSO – 2100, concentraram-se na porção norte da bacia, ou seja, em áreas do município de Dormentes. Isso se deve à redução das maiores taxas de erosividade e de precipitação pluviométrica nessa região, em comparação aos cenários anteriores.

A classe denominada como Nenhuma a ligeira perda, que abrange deslocamentos de sedimentos entre 0 a 1 t ha⁻¹ ano⁻¹, é a quarta maior em área. Essa classe ocupa aproximadamente 1,003 mil km², ou quase 17% da bacia (Figura 32-D e Gráfico 14). Na projeção relativa a quase 8 décadas no futuro, observa-se que, no cenário CPSO – 2100, projetou-se redução de 0,32% em comparação ao mapeamento de perda de solos de 2023. Ainda assim, a área ocupada por essa classe no cenário CPSO – 2100 ultrapassa os dados dos cenários CPSO - 2060 e CPSO – 2080.

Uma área que apresentou redução no mapeamento de perda de solos do cenário CPSO – 2100, em comparação com o mapeamento de 2023, refere-se à classe de Nenhuma a ligeira perda de solos, localizada no município de Afrânio, nas proximidades do limite territorial com o município de Petrolina. Porém, em relação aos cenários CPSO – 2060 e CPSO – 2080, essa área era menor do que a encontrada no cenário CPSO – 2100.

Outra classe de perda presente no mapeamento foi a Moderada a alta, a quinta em extensão de área ocupada, com estimativa de perda de solos variando entre 10 e 20 t ha⁻¹ ano⁻¹. Na bacia do Pontal, essa classe ocupa uma área de 393,22 km², o que corresponde a 6,54% (Figura 32-D e Gráfico 14), com base no mapeamento do cenário CPSO – 2100.

Os resultados indicam leve redução dessa classe em comparação aos valores observados nos cenários CPSO – 2060, com 6,71%, e CPSO – 2080, com 6,96%. Contudo, verificou-se aumento de 0,13% em área, quando comparado ao mapeamento de perda de 2023.

As mudanças observadas no cenário CPSO – 2100 para a classe de perda de solos Moderada a alta podem ser visualizadas em uma área da porção sudeste do município de Lagoa Grande, próxima à divisa territorial com o município de Petrolina. Observa-se que, em relação aos cenários CPSO – 2060 e CPSO – 2080, projetou-se redução nessa área no cenário CPSO – 2100.

Contudo, ao comparar com o mapeamento de 2023, essa área localizada em Lagoa Grande apresentou um pequeno aumento na perda de solos. Outra área, localizada na porção sul da bacia, no município de Petrolina, demonstrou aumento das manchas de perda de solos entre 10 e 20 t ha⁻¹ ano⁻¹ na projeção relativa a quase 8 décadas no futuro, quando comparado ao mapeamento de 2023.

A classe de Alta estimativa de perda estima uma perda de solos que varia de 20 a 50 t ha⁻¹ ano⁻¹ e ocupa 90,82 Km², ou 1,51% (Figura 32-D e Gráfico 14), com base no mapeamento do cenário CPSO - 2100. Observa-se que, o cenário CPSO -2100 apresentou uma leve redução, se comparado com os cenários CPSO - 2060 e CPSO – 2080 e com o mapeamento de perda de solos de 2023.

Ao analisar os mapeamentos de perda de solos referentes ao ano de 2023 até o cenário CPSO – 2100, verifica-se que, no município de Dormentes, nas proximidades do limite territorial com o município de Afrânio, na porção norte da bacia, projetou-se uma leve redução na área correspondente à classe de perda entre 20 e 50 t ha⁻¹ ano⁻¹.

Os fatores que podem ter contribuído para essa redução incluem a diminuição das chuvas e, conseqüentemente, a redução do grau de erosividade, que foi inferior quando comparado aos mapeamentos dos cenários CPSO – 2080, CPSO – 2060 e ao mapeamento de perda de solos estimado para 2023. Além disso, outro fator que possivelmente influenciou essa redução foi o aumento da vegetação da Caatinga Fechada/Densa na projeção relativa a quase 8 décadas no futuro.

Estudos realizados por Riquetti *et al.* (2020) e Santos *et al.* (2022) confirmam os resultados encontrados nesta tese, sustentando a hipótese de que, ao longo dos anos, haverá uma diminuição dos fatores erosividade e precipitação pluviométrica no semiárido brasileiro, localizado na Região Nordeste.

Outro estudo, desenvolvido por Marengo e Bernasconi (2015) para o semiárido nordestino, apresentou resultados que indicam aumento aproximado de 4 °C na temperatura até o ano de 2100, juntamente com uma redução na precipitação pluviométrica variando entre 0,4 - 0,8 mm/dia.

Outra classe identificada foi a Alta a muito alta perda de solos, que estima perdas variando de 50 a 181,64 t ha⁻¹ ano⁻¹ e ocupa uma área de 7,69 km², ou 0,13% da bacia (Figura 32-D e Gráfico 14), sendo a menor área dentre as classes analisadas no mapeamento do cenário CPSO – 2100. Os resultados indicam que essa classe, no cenário CPSO – 2100, apresentou valores de área semelhantes aos observados no cenário CPSO – 2060, ou seja, 0,13%, e leve aumento em comparação ao cenário CPSO – 2080 e, ao mapeamento de perda de solos de 2023.

As áreas com Alta a muito alta perda de solos concentraram-se principalmente no município de Afrânio, onde, ao longo do recorte temporal de estudo décadas analisadas, observou-se um leve aumento. Outra área, com focos menores, foi identificada na porção sudeste da bacia, no município de Lagoa Grande; entretanto, em comparação com o cenário CPSO – 2080, essas áreas apresentaram redução no cenário CPSO – 2100.

Essa classe de perda de solos também foi identificada na Serra do Areal, localizada no município de Petrolina, onde se constatou um aumento na projeção relativa a quase 8 décadas no futuro. Além disso, há um foco pontual dessa classe no município de Dormentes, próximo ao limite territorial com o município de Afrânio.

Na pesquisa desenvolvida por Galdies, Azzopardi e Sacco (2022), em uma bacia hidrográfica na região de Malta, na Europa, utilizando metodologia semelhante à aplicada nesta tese, foi constatada uma redução na taxa anual de erosão do solo para o período de 2080–2100, com uma perda de -5 t ha⁻¹ ano⁻¹ sob o cenário otimista SSP126. Na presente tese, os resultados apontam uma perda de -4,12 t ha⁻¹ ano⁻¹ no cenário SSP126, valor que se aproxima do resultado obtido pelos autores.

4.8 Cenários de Perda de solos Pessimista (CPSP)

4.8.1 Projeção para o ano de 2060 em uma perspectiva pessimista

Nesta seção da tese serão apresentados os resultados referentes ao fator erosividade (R) projetado em um cenário pessimista SSP585. Além desse fator, também serão discutidos os

resultados de precipitação pluviométrica com base no cenário de mudanças climáticas pessimista SSP585. Com esses resultados obtidos, foram realizados os cruzamentos juntamente com os fatores de erodibilidade (K), fator (LS) e com o fator uso e cobertura das terras (CP) da RUSLE, projetado para o ano de 2060. Esses fatores foram cruzados e assim foi obtido o mapeamento final do Cenários de Perda de solos Pessimistas (CPSP) para o ano de 2060 (Figura 33). A ênfase será dada às mudanças ocasionadas ao longo dos anos pelo fator R, que desta vez foi projetado para um cenário pessimista.

A classe de precipitação pluviométrica predominante na bacia representa chuvas variando entre 416,08 e 536,95 mm, com base no cenário climático SSP585 – 2060. Essa classe abrange todo o município de Lagoa Grande. Outra área de concentração encontra-se na porção sul e centro-sul da bacia, no município de Petrolina (Figura 33-A).

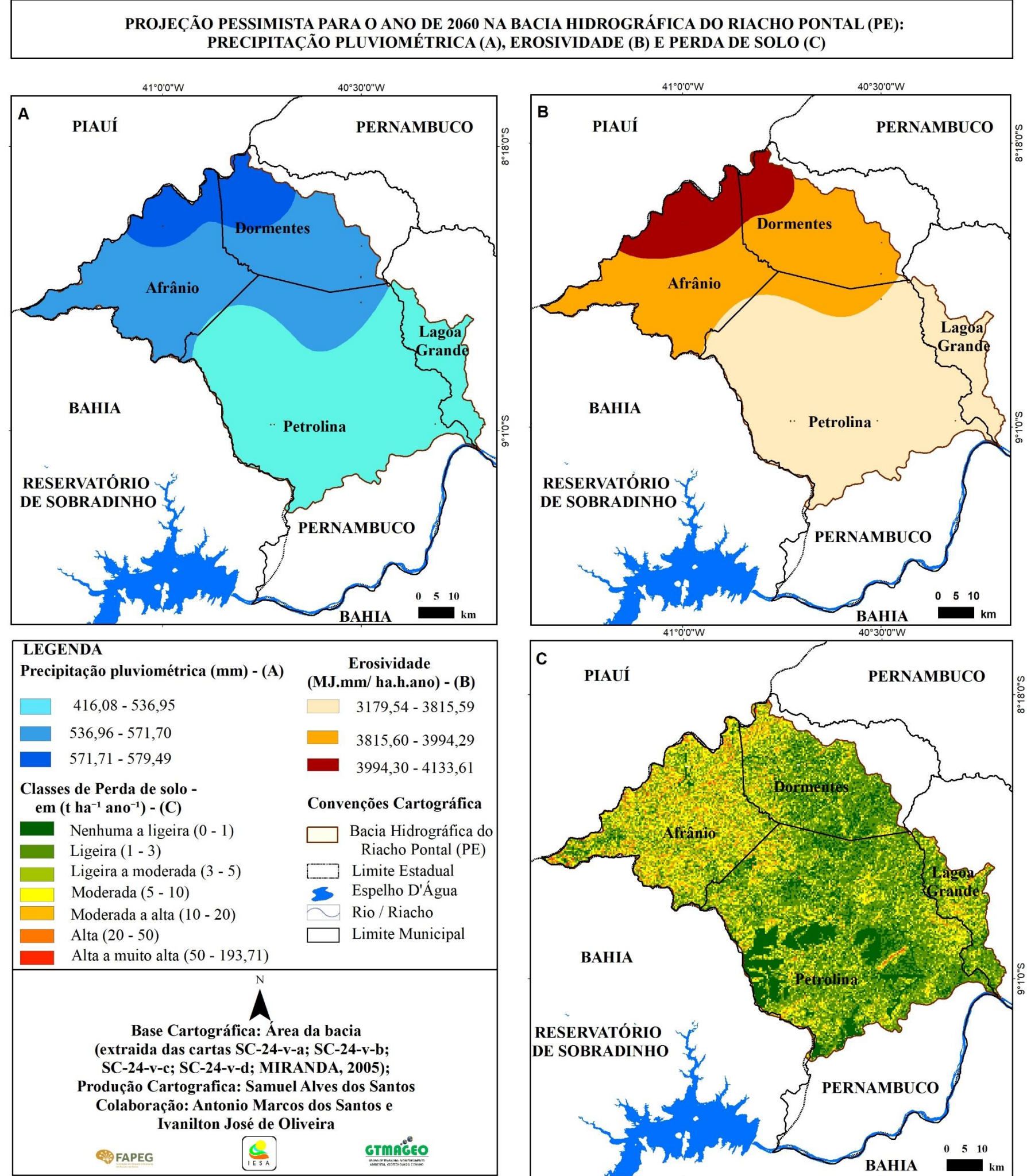
A segunda maior classe de precipitação pluviométrica apresentou valores entre 536,96 e 571,70 mm. Essa classe compreende áreas de três municípios da área de estudo, sendo a maior parte situada nos municípios de Afrânio e Dormentes, localizados nas porções noroeste e nordeste da bacia, respectivamente. Há também áreas pertencentes ao município de Petrolina, próximas ao limite territorial com os municípios anteriormente mencionados.

A terceira classe de precipitação pluviométrica, correspondente à menor extensão territorial da bacia hidrográfica, apresentou valores entre 571,71 e 579,49 mm. Essa classe está concentrada na porção superior da bacia, próxima aos divisores topográficos que separam o estado do Piauí dos municípios de Afrânio e Dormentes, no estado de Pernambuco.

Ao analisar as máximas das médias anuais da precipitação pluviométrica projetadas para o cenário pessimista de 2060, observa-se que, ao compará-las com todos os demais cenários projetados, tanto otimista quanto pessimista, esses valores foram superiores aos encontrados para todos os cenários otimistas e, também ao valor apresentado no cenário pessimista SSP585 – 2100.

O único em que a média anual da precipitação pluviométrica foi superior à do cenário SSP585 – 2060 foi o cenário SSP585 projetado para o ano de 2080, além dos valores da máxima da média anual obtidos no mapeamento das chuvas do ano de 2023. Uma dinâmica semelhante a observada para as classes de precipitação pluviométrica no cenário SSP585 – 2060 também foi verificada em relação à erosividade da chuva no mesmo cenário SSP585, referente ao ano de 2060.

Figura 33 - Projeção Pessimista para o ano de 2060 na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE): Precipitação Pluviométrica (A), Erosividade (B) e Perda de Solo (C)



Elaboração: Próprio autor (2025).

A classe de erosividade predominante na área de estudo apresenta valores entre 3.179,54 e 3.815,59 MJ.mm/ha.h.ano (Figura 33-B e Tabela 22), ocupa mais que 54%, ou quase 3,27 mil km² da área total da bacia hidrográfica. De acordo com o mapeamento de erosividade do cenário SSP585 – 2060, essa classe está concentrada, principalmente, nas porções sudeste, sul, centro-oeste e centro-sul da bacia, abrangendo todo o município de Lagoa Grande e grande parte do município de Petrolina, exceto as áreas próximas aos limites territoriais com Afrânio e Dormentes (Figura 33-B).

Tabela 22 – Quantitativo de áreas ocupadas por classes de erosividade e estimativa de perda de solos para o cenário pessimista (CPSP) projetado para o ano de 2060

Classes de Erosividade (MJ.mm/ ha.h.ano)	Área (Km ²)	%
3.179,54 – 3.815,59	3.265,12	54,28
3.815,60 – 3.994,29	2.080,1	34,58
3.994,30 – 4.133,61	670,11	11,14

Classes de risco de Perdas de solo	Perdas de solo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Área (Km ²)	%
Nenhuma a ligeira	0 - 1	918,63	15,27
Ligeira	1 - 3	2.269,27	37,72
Ligeira a moderada	3 - 5	1.196,82	19,89
Moderada	5 - 10	1.071,79	17,82
Moderada a alta	10 - 20	435,76	7,25
Alta	20 - 50	114,71	1,91
Alta a Muito alta	50 – 193,71	8,35	0,14

Elaboração: Próprio autor (2025).

A segunda classe de erosividade, com valores entre 3.815,60 e 3.994,29 MJ.mm/ha.h.ano, ocupa uma cerca de 2,09 mil km², correspondente a quase 36% da área total de estudo. Essa classe abrange áreas de dois municípios da bacia: grande parte do município de Afrânio e o município de Dormentes, ambos localizados nas porções noroeste e nordeste da área estudada.

A terceira classe de erosividade ocupa 670,11 km², ou 11,14% da área total da bacia, e apresenta valores entre 3.994,30 e 4.133,61 MJ.mm/ha.h.ano (Tabela 22). Essa classe está concentrada em uma pequena área situada na parte superior da bacia, próxima aos divisores topográficos que separam o estado do Piauí do município de Afrânio, no estado de Pernambuco.

O mapeamento de erosividade do cenário SSP585 – 2060 apresenta os valores máximos registrados para a bacia entre todos os cenários projetados, tanto otimista quanto pessimista, nos períodos de 2023, 2060, 2080 e 2100. Esses dados foram superiores aos encontrados em todos os anos projetados para o cenário otimista, bem como ao valor máximo do fator R no

cenário pessimista SSP585 – 2100. O único cenário cuja média anual de erosividade superou o cenário SSP585 – 2060 foi a projeção do cenário SSP585 – 2080.

Ao comparar os valores máximos com o mapeamento de erosividade do cenário otimista SSP126 – 2060, observa-se um aumento de 242,71 MJ.mm/ha.h.ano na erosividade sob o cenário pessimista SSP585 – 2060. Logo, o cenário pessimista SSP585 – 2060 apresenta uma redução de 100,4 MJ.mm/ha.h.ano no fator R em relação ao cenário SSP585 – 2080.

Quanto aos valores mínimos das médias anuais de erosividade, verificou-se que os menores índices registrados no cenário SSP585 – 2060 foram inferiores aos dos cenários SSP585 – 2080 e do mapeamento de erosividade de 2023. Contudo, esses valores ainda foram superiores aos encontrados nos demais cenários, tanto pessimista quanto otimista (Figura 33-B e Tabela 22).

Discutidos os resultados obtidos para a precipitação pluviométrica e a erosividade no cenário SSP585, iniciam-se, neste parágrafo, as análises referentes ao cenário de perda de solos pessimista (CPSP), projetado para o ano de 2060. Dos fatores da RUSLE, aquele que foi simulado para refletir mudanças e novamente incorporado ao cruzamento no mapeamento de perda de solos foi o fator R (erosividade), também simulado com base no cenário pessimista de mudanças climáticas para a bacia hidrográfica do Riacho Pontal.

Nesse contexto, a classe predominante na bacia corresponde à perda estimada entre 1 e 3 t ha⁻¹ ano⁻¹. Trata-se da classe de perda denominada Ligeira, que apresentou a maior extensão territorial da bacia. No mapeamento do cenário CPSP – 2060, essa classe ocupa cerca de 2,27 mil km², ou quase 38% da área total da bacia em estudo. Ao analisar a Figura 33-C, referente ao cenário CPSP – 2060, observa-se que essa classe apresentou uma redução de aproximadamente 1,16% em comparação à área correspondente no cenário CPSO – 2060.

As mudanças identificadas para essa classe de perda no cenário CPSP – 2060 concentram-se na porção norte e noroeste da bacia, principalmente em áreas próximas aos divisores topográficos e aos limites territoriais dos municípios de Afrânio e Dormentes.

A segunda maior classe de estimativa de perda de solos em extensão territorial foi a Ligeira a moderada, a qual apresenta perda anual de solos variando de 3 e 5 t ha⁻¹ ano⁻¹. No mapeamento representado na Figura 33-C, essa classe ocupa aproximadamente 1,19 mil km², ou quase 20% da área da bacia. Comparando com o cenário otimista CPSO – 2060, verifica-se um aumento de 0,39% para o cenário pessimista CPSP – 2060. Esse crescimento concentra-se principalmente no município de Petrolina, há também crescimento em áreas do município de Lagoa Grande e nas porções norte, nordeste, noroeste e oeste da bacia.

A classe de perda de solos considerada Moderada, estima perda que varia entre 5 e 10 t ha⁻¹ ano⁻¹, ocupa aproximadamente 1,07 mil km², ou quase 18% da área total da bacia no mapeamento pessimista projetado para o ano de 2060 (Figura 33-C e Tabela 22). Portanto, observa-se um aumento de aproximadamente 0,85% em comparação aos dados de área registrados no cenário CPSO – 2060.

Considerando as análises dos dados do mapeamento do cenário CPSP – 2060, foi possível afirmar que o cenário pessimista de 2060 apresentou um aumento de áreas, quando comparado ao mapeamento do cenário CPSO – 2060. Logo, a expansão dessas áreas ocorreu de forma distribuída por todos os municípios inseridos na bacia hidrográfica.

Tal ampliação deve-se à intensificação do volume de chuvas concentradas nessas localidades, uma vez que, para o cenário otimista CPSO – 2060, os dados a erosividade foram inferiores aos observados na projeção pessimista para o mesmo ano.

Outra classe de perda de solos identificada no mapeamento CPSP – 2060 foi a que varia entre 0 e 1 t ha⁻¹ ano⁻¹. A área ocupada por essa classe, considerada de Nenhuma a ligeira perda, corresponde a aproximadamente 918,63 km², ou 15,27% (Figura 33-C, Tabela 22). Em síntese, verifica-se que, no cenário CPSP – 2060, essa classe apresentou redução de aproximadamente 0,89%, em comparação à sua área no cenário CPSO – 2060.

Vale destacar que, conforme a projeção de perda de solos do cenário CPSP – 2060, as alterações em relação ao CPSO – 2060 foram leves e concentraram-se principalmente nas porções centro-norte, centro-oeste, sul e sudeste da bacia.

A classe de perda de solos Moderada a alta representa a quinta maior extensão territorial da bacia hidrográfica, ocupando cerca de 435,76 km², o equivalente a 7,25%. Essa classe, com estimativa de perda variando de 10 a 20 t ha⁻¹ ano⁻¹, apresentou um aumento de aproximadamente 0,54% no cenário CPSP – 2060, em comparação com a área correspondente no cenário CPSO – 2060. Com base na análise da projeção pessimista de perda de solos para 2060, observa-se uma leve ampliação dos focos de perda de solos em todo o território da bacia.

Outra classe de perda de solos identificada no mapeamento CPSP – 2060 foi a de perda Alta, com estimativas variando entre 20 e 50 t ha⁻¹ ano⁻¹. Essa classe ocupou cerca de 114,71 km², ou 1,91% da área total da bacia (Figura 33-C, Tabela 22). Para o cenário CPSP – 2060, essa classe apresentou um aumento de 0,26%, em relação aos valores observados no cenário CPSO – 2060. De acordo com os dados apresentados nos mapeamentos, as mudanças relativas a essa classe ocorreram, principalmente, nas porções centro-sul e sudeste da bacia, abrangendo áreas do município de Petrolina.

Em proporção reduzida da área de estudo, a classe de perda de solos Alta a muito alta ocupou cerca de 8,35 km², ou 0,14% (Figura 33-C, Tabela 22). Essa classe estima perdas entre 50 e 193,71 t ha⁻¹ ano⁻¹ e, no cenário CPSP – 2060, apresentou um leve aumento de aproximadamente 0,01%, quando comparada à área dessa classe no cenário CPSO – 2060.

Diante da análise do mapeamento do cenário CPSP – 2060 e da comparação com o cenário CPSO – 2060, identificou-se que as áreas que apresentaram expansão estão concentradas em pequenas porções localizadas no município de Afrânio. Essa ampliação ocorreu devido ao fato de esses locais estarem situados, em sua maioria, em regiões com relevo ondulado a suavemente ondulado. Outro fator relevante é o aumento da precipitação pluviométrica e da erosividade.

Vale destacar que, em relação aos valores máximos de perda de solos observados nos mapeamentos (CPSO) e (CPSP), referentes aos cenários otimista, pessimista e ao mapeamento de 2023, verifica-se que tais valores foram inferiores ao registrado no mapeamento de perda de solos do cenário pessimista para o ano de 2060. Esse cenário apresentou, como valor máximo, uma perda de solos que varia entre 50 e 193,71 t ha⁻¹ ano⁻¹.

O único cenário em que o valor máximo de perda de solos foi superior ao do cenário CPSP – 2060 foi o cenário CPSP – 2080. Ao comparar com o cenário CPSO – 2060, observa-se um aumento de aproximadamente 10,48 t ha⁻¹ ano⁻¹. Por outro lado, ao compará-lo com o cenário CPSO – 2080, nota-se uma redução de cerca de 6,12 t ha⁻¹ ano⁻¹ no cenário CPSP – 2060.

Esse aumento está diretamente relacionado ao aumento no quantitativo de precipitação pluviométrica, que, por sua vez, intensifica o grau do processo erosivo associado ao fator R. Diante dos resultados obtidos, é evidente que o fator R exerce influência significativa na contribuição para a perda de solos.

Nos cenários otimistas, observa-se tendência de redução da perda de solos devido à diminuição estimada das chuvas; em contrapartida, nos cenários pessimista, o aumento das chuvas e/ou dos valores atribuídos ao fator R potencializa a perda de solos.

Na área da bacia hidrográfica do Riacho Pontal, um conjunto de fatores contribuiu para a acentuada perda de solos, principalmente nas regiões norte, noroeste e centro-oeste da bacia, ou seja, nos municípios de Afrânio e Dormentes. Além da relevante influência do fator R, os fatores LS, K e CP também contribuíram de forma significativa para o processo erosivo. Nessas áreas, situadas na porção superior da bacia, observa-se intenso desmatamento da vegetação da Caatinga.

A principal atividade econômica da região é a criação de ovinos, caprinos e bovinos, desenvolvida em pastagens situadas em terrenos de maior declividade, onde os solos são mais frágeis ao processo erosivo. Soma-se a isso a retirada da vegetação para produção de lenha e carvão vegetal (Castro, 2024; Santos; Santos, 2021).

4.8.2 Projeção para o ano de 2080 em uma perspectiva pessimista

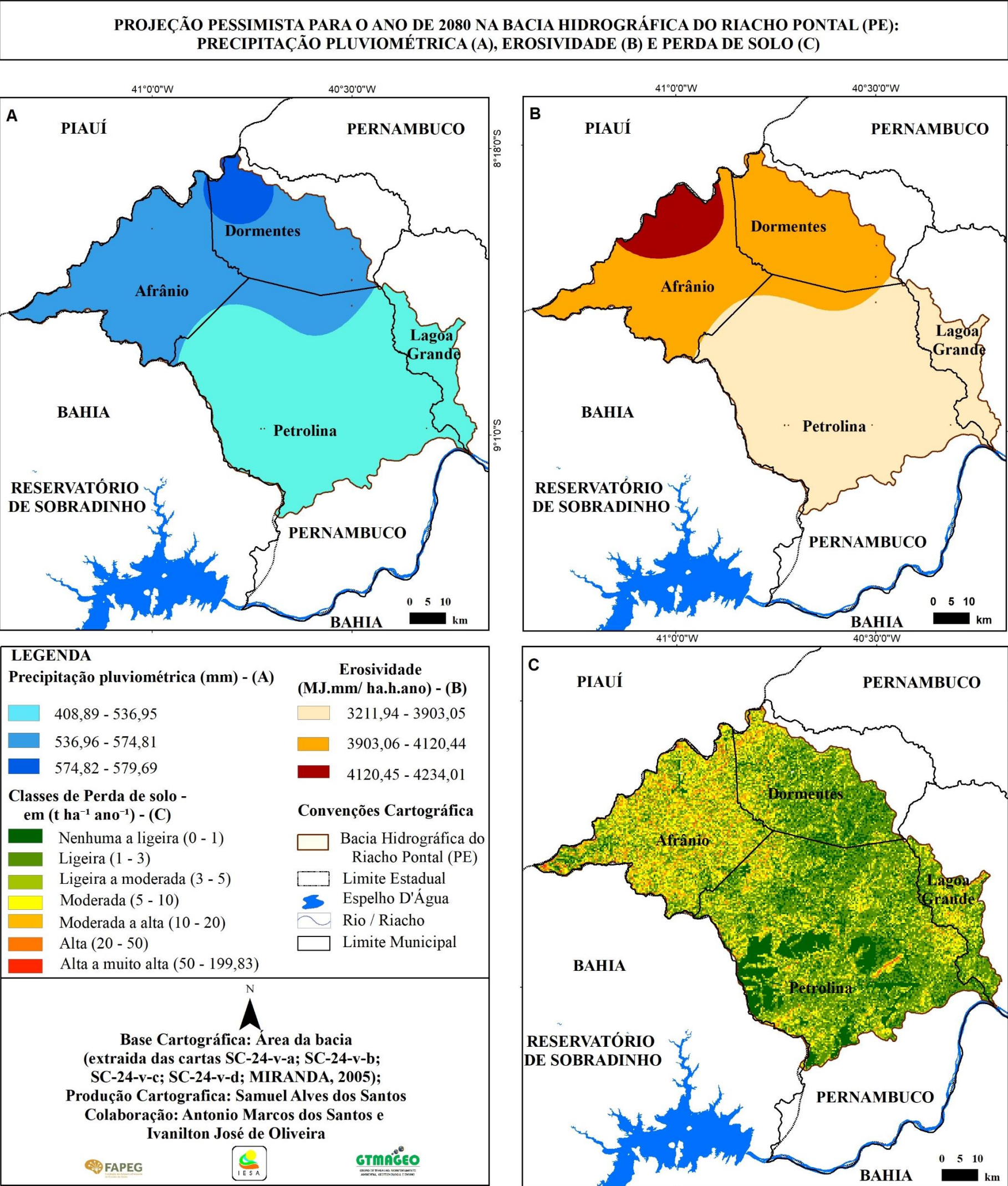
Os resultados apresentados a seguir referem-se às projeções dos cenários climáticos SSP585, com foco no ano de 2080, bem como aos dados obtidos para a precipitação pluviométrica e o fator de erosividade, com base nesse cenário pessimista. Com essas informações, foram realizados os cruzamentos dos fatores de erodibilidade (K), topográfico (LS), erosividade projetada para o cenário climático SSP585 de 2080, e o fator de uso e cobertura das terras (CP), também projetado para o mesmo ano.

A integração desses fatores resultou no mapeamento final do Cenário de Perda de solos Pessimista (CPSP) para 2080 (Figura 34). As análises que seguem evidenciam as alterações ocorridas nos mapeamentos projetados para a bacia do Riacho Pontal, provocadas pela variação do fator R, que, nesta etapa, foi projetado para um cenário pessimista.

Em relação à precipitação pluviométrica, a classe predominante na bacia apresenta valores estimados entre 408,89 e 536,95 mm, conforme o cenário climático SSP585 – 2080. Essa classe concentra-se em todo o território dos municípios de Lagoa Grande e Petrolina, exceto em uma pequena área próxima aos limites municipais de Afrânio e Dormentes (Figura 34-A).

A segunda maior classe de precipitação pluviométrica apresenta valores entre 536,96 e 574,81 mm, essa classe concentra-se nas porções norte, nordeste e noroeste da bacia, abrangendo integralmente o município de Afrânio e uma grande parte do território de Dormentes. Já a classe com menor extensão territorial na bacia corresponde aos valores entre 574,82 e 579,69 mm, localizada na parte superior da bacia, próxima aos divisores topográficos que separam o estado do Piauí do município de Dormentes, em Pernambuco (Figura 34-A).

Figura 34 – Projeção pessimista para o ano de 2080 na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE): Precipitação Pluviométrica (A), Erosividade (B) e Perda de Solo (C)



Elaboração: Próprio autor (2025).

Ao analisar os valores das máximas das médias anuais nos mapeamentos de precipitação pluviométrica projetados para o cenário pessimista de 2080, observou-se que, em comparação com os cenários, otimista e pessimista, do período de 2060 a 2100, os valores das máximas da média anual foram superiores no cenário SSP585 – 2080. No entanto, ao se comparar com o mapeamento de precipitação pluviométrica referente ao ano de 2023, a máxima da média anual foi de 610 mm, nota-se que esta foi superior à encontrada no cenário SSP585 – 2080, de 579,69 mm, diferença de 30,31 mm (Figura 34-A).

Segundo a quantificação da área e a proporção ocupada pelas classes de erosividade ao longo do período analisado (Tabela 23), observa-se que, em mais da metade da área de estudo (3,35 mil km² e quase 56%), predominam valores de erosividade compreendidos entre 3.211,94 e 3.903,05 MJ.mm/ha.h.ano.

Tabela 23 – Quantitativo de áreas ocupadas por classes de erosividade e estimativa de perda de solos para o cenário pessimista (CPSP) projetado para o ano de 2080

Classes de Erosividade (MJ.mm/ ha.h.ano)		Área (Km ²)	%
3.211,94 – 3.903,05		3.346,95	55,64
3.903,06 – 4.120,44		2.308,08	38,37
4.120,45 – 4.234,01		360,3	5,99

Classes de risco de Perdas de solo	Perdas de solo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Área (Km ²)	%
Nenhuma a ligeira	0 - 1	891,8	14,82
Ligeira	1 - 3	2.220,01	36,9
Ligeira a moderada	3 - 5	1.212,36	20,15
Moderada	5 - 10	1.102,23	18,32
Moderada a alta	10 - 20	459,98	7,64
Alta	20 - 50	1.21,09	2,02
Alta a Muito alta	50 - 199,83	7,86	0,15

Elaboração: Próprio autor (2025).

Pelo mapeamento de erosividade do cenário SSP585 – 2080, constata-se que essa classe de erosividade se concentra, principalmente, nas porções sudeste, sul, centro-oeste e centro-sul da bacia, abrangendo todo o município de Lagoa Grande e grande parte do município de Petrolina, com exceção das áreas próximas às bordas dos limites territoriais de Afrânio e Dormentes (Figura 34-B).

A segunda classe de erosividade, que varia entre 3.903,06 e 4.120,44 MJ.mm/ha.h.ano, ocupa uma área de 2,31 mil km² e quase 38,5% da bacia. Essa classe está concentrada nas porções norte, nordeste e noroeste da bacia, abrangendo inteiramente o município de Dormentes e uma grande parte do território de Afrânio (Tabela 23).

Uma pequena porção da área de estudo (360,3 km², ou 5,99%) corresponde à classe de erosividade que varia entre 4.120,45 e 4.234,01 MJ.mm/ha.h.ano (Tabela 23). Verifica-se uma mancha concentrada na parte superior da bacia, próxima aos divisores topográficos que separam o estado do Piauí do município de Afrânio, no estado de Pernambuco.

Ao analisar os mapeamentos de erosividade, observa-se que os valores máximos encontrados para a bacia, tanto no cenário otimista quanto pessimista dos períodos de 2060 e 2100 e no mapeamento de 2023, indicam que os maiores índices de erosividade pluviométrica foram registrados no cenário pessimista SSP585 – 2080. Ao compará-lo com o mapeamento de 2023, verifica-se um aumento de 278,28 MJ.mm/ha.h.ano.

Por outro lado, o cenário pessimista SSP585 – 2100 apresenta uma redução de 239,7 MJ.mm/ha.h.ano para o fator R, quando comparado ao cenário SSP585 – 2080. Em relação aos valores mínimos das médias anuais de erosividade, verifica-se que estes também foram superiores aos observados em todo o período analisado (Figura 34-B e Tabela 23).

Ao abordar as mudanças ocorridas no cenário climático em relação à precipitação pluviométrica e à erosividade, será enfatizada, a seguir, a perda de solos referente ao cenário pessimista (CPSP) projetado para o ano de 2080. Dessa forma, destacam-se as alterações ocorridas na projeção relativa a 37 anos no futuro, provocadas pelo fator R, o qual foi simulado sob um cenário pessimista.

A classe de Ligeira estimativa de perda de solos é a que apresenta maior extensão na área da bacia hidrográfica, estimando perdas que variam entre 1 e 3 t ha⁻¹ ano⁻¹. De acordo com a quantificação da área e a proporção ocupada por essa classe (Figura 34-C, Tabela 23), aproximadamente 2,22 mil km² e quase 37% da área de estudo, são ocupados pela classe de perda Ligeira, com base nos resultados obtidos para o cenário CPSP – 2080. Verifica-se que, nesse cenário, essa classe apresentou uma redução de aproximadamente 1,39% em relação à mesma classe no cenário CPSO – 2080.

No mapeamento, as mudanças referentes à classe de perda Ligeira no cenário CPSP – 2080, quando comparadas ao cenário CPSO – 2080, concentram-se nas regiões norte e noroeste da bacia, nos municípios de Dormentes e Afrânio. Verifica-se uma diminuição dessa classe nas áreas próximas ao limite municipal entre esses dois municípios e também nas proximidades dos divisores topográficos com o estado do Piauí.

Outra classe identificada no mapeamento da bacia hidrográfica do Riacho Pontal é a de perda de solos classificada como Ligeira a moderada, com valores entre 3 e 5 t ha⁻¹ ano⁻¹. Essa classe ocupa cerca de 1,21 mil km² e quase 21% da área total da bacia (Figura 34-C, Tabela 23).

Foi uma das classes que apresentou aumento significativo em área, quando comparada à mesma classe nos demais cenários, tanto otimista quanto pessimista. Contudo, em relação ao cenário otimista CPSO – 2080, observou-se uma redução de cerca de 0,56% no cenário pessimista de perda de solos projetado para o ano de 2080.

Ao analisar o mapeamento de perda de solos referente ao cenário CPSP – 2080, observa-se a ampliação de manchas já existentes, principalmente nas porções noroeste e oeste da bacia. Outra área de significativa concentração está localizada nas porções sul e sudeste da bacia, abrangendo os municípios de Petrolina e Lagoa Grande, onde se concentraram a expansão de áreas irrigadas.

A terceira maior classe de estimativa de perda de solos em área na bacia é a classe Moderada, com perdas entre 5 e 10 t ha⁻¹ ano⁻¹. No mapeamento, essa classe ocupa aproximadamente 1,10 mil km² e quase 18,5% da área total da bacia (Figura 34-C, Tabela 23). Verificou-se que, no cenário CPSP – 2080, essa foi uma das classes que apresentou aumento em área quando comparada à mesma classe nos cenários otimista e pessimista. Assim, o mapeamento de perda de solos projetado para o cenário CPSP – 2080 apresenta um aumento de aproximadamente 0,83% em relação à área observada no cenário CPSO – 2080.

No mapeamento, as mudanças observadas para a classe Moderada, no cenário CPSP – 2080, em comparação ao mapeamento do cenário CPSO – 2080, foram bastante evidentes. Verifica-se ampliação das áreas com perda de solos em todos os municípios da bacia, com destaque para o município de Petrolina, onde a intensificação foi mais acentuada em relação ao cenário otimista projetado para 2080.

A quarta maior classe de estimativa de perda de solos abrange perdas entre 0 e 1 t ha⁻¹ ano⁻¹. A classe Nenhuma a ligeira ocupa cerca de 891,8 km², ou 14,82% da área total (Figura 34-C, Tabela 23). No mapeamento do cenário CPSP – 2080, essa classe apresentou uma redução de aproximadamente 1,03% em comparação à área correspondente no cenário CPSO – 2080. Entre os cenários analisados, foram identificadas mudanças nos municípios de Afrânio e em áreas localizadas ao sul e sudeste da bacia, regiões há presença de Agricultura Irrigada.

Outra classe identificada no mapeamento de estimativa de perda de solos é a de Moderada a alta, com valores entre 10 e 20 t ha⁻¹ ano⁻¹. Essa classe ocupa cerca de 459,98 km², equivalente a 7,64% da área total da bacia hidrográfica. No mapeamento do cenário CPSP – 2080, projetou-se um aumento de aproximadamente 0,68% dessa classe em relação ao cenário CPSO – 2080. A distribuição espacial dessa classe ocorre de forma espalhada por toda a bacia

hidrográfica. Observa-se um crescimento em áreas, resultando na ampliação das manchas no mapeamento do cenário CPSP – 2080 em comparação ao CPSO – 2080.

A classe de Alta estimativa de perda de solos , com perdas entre 20 e 50 t ha⁻¹ ano⁻¹, abrange aproximadamente 121,09 km², ou 2,02% da bacia, conforme ilustrado na Figura 34-C e na Tabela 23. Para o cenário CPSP – 2080, essa classe apresentou um aumento de 0,3% em comparação ao cenário CPSO – 2080.

As mudanças observadas no mapeamento do cenário CPSP – 2080 foram significativas em todos os municípios da bacia. Dessa forma, verifica-se que, no mapeamento de perda de solos referente ao cenário CPSP – 2080, em comparação ao cenário otimista projetado para o ano de 2080, projetou-se ampliação das manchas de perda de solos variando entre 20 e 50 t ha⁻¹ ano⁻¹.

Essas manchas concentram-se nas porções norte, noroeste e centro-oeste da bacia, principalmente no município de Afrânio, e, em menor proporção, no município de Dormentes, próximo ao limite territorial com Afrânio. Outra área que apresentou alterações, embora seja mínima, está localizada no centro-sudoeste e sudeste da bacia, abrangendo áreas dos municípios de Petrolina e Lagoa Grande, onde os relevos são mais declivosos.

A classe de Alta a muito alta estimativa de perda de solos , com perdas entre 50 e 199,83 t ha⁻¹ ano⁻¹, ocupa cerca de 7,86 km², ou 0,15% da área da bacia (Figura 34-C, Tabela 23). Essa classe apresentou um leve aumento de aproximadamente 0,05% em relação à área registrada no cenário CPSO – 2080.

Quanto às alterações observadas no mapeamento do cenário CPSP – 2080, em comparação ao cenário CPSO – 2080, verificou-se ampliação das manchas de perda de solos nas regiões de Afrânio e na área da Serra do Areal, localizada no município de Petrolina. Esse aumento está relacionado à localização dessas áreas em regiões de relevo mais movimentado. Soma-se a isso o aumento de precipitação pluviométrica e de erosividade nas áreas que apresentaram expansão.

Ao analisar os mapeamentos de perda de solos referentes aos cenários otimista e pessimista, observa-se que, no cenário pessimista projetado para o ano de 2080, os valores máximos de perda de solos , destacados na classe de Alta a muito alta estimativa de perda, com valores entre 50 e 199,83, foram superiores aos verificados em todos os mapeamentos dos cenários CPSO e CPSP.

Logo, esses valores também ultrapassaram os registrados no mapeamento de perda de solos referente ao ano de 2023. Quando comparado ao ano de 2023, o aumento atingiu cerca

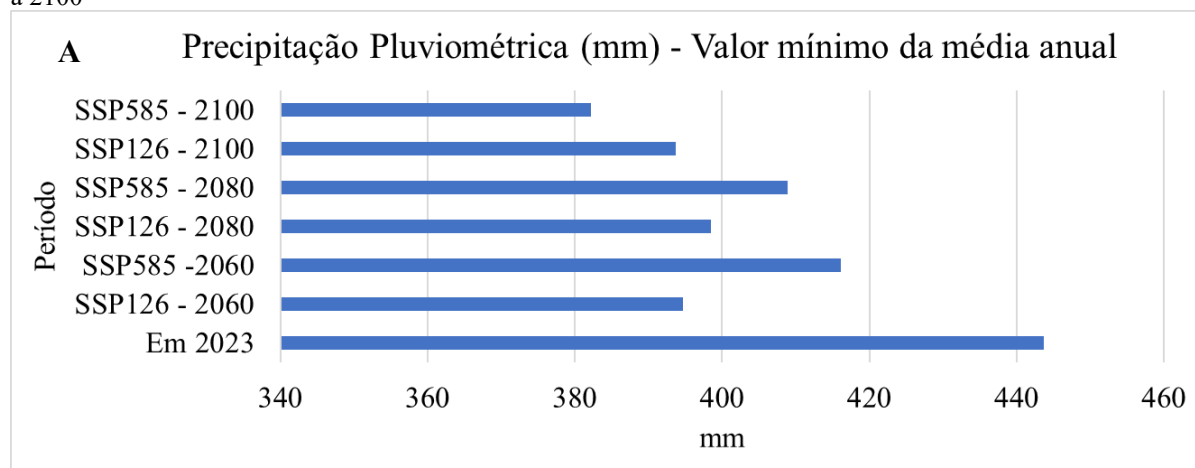
de 26,86 t ha⁻¹ ano⁻¹. Em relação ao cenário CPSO – 2080, o aumento foi de 14,04 t ha⁻¹ ano⁻¹, para o cenário CPSP – 2080. Esses dados indicam que, segundo o mapeamento pessimista, as perdas de solo seriam mais intensas no ano de 2080 em comparação aos demais anos analisados.

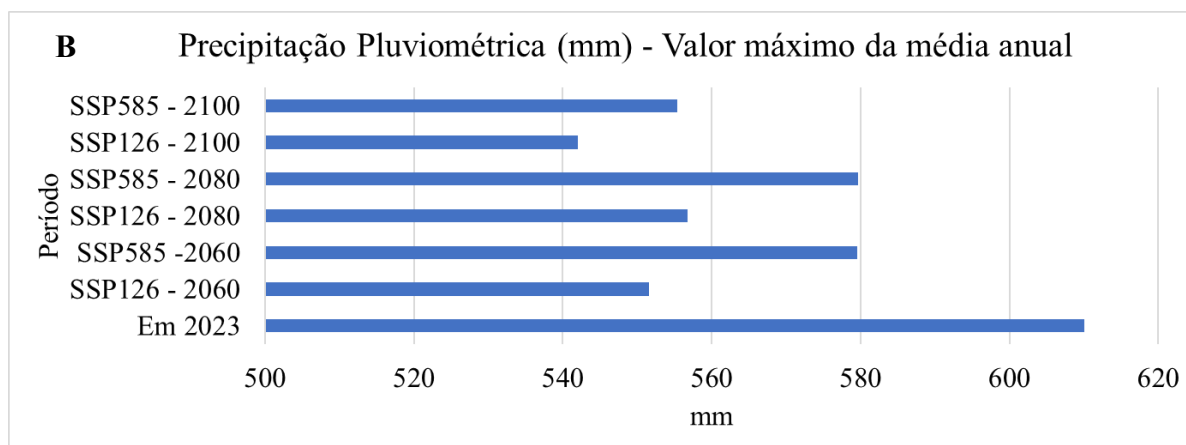
4.8.3 Projeção para o ano de 2100 em uma perspectiva pessimista

Nesta seção, são apresentados os resultados da precipitação pluviométrica e erosividade em cenário SSP585 e da perda de solos no cenário pessimista (CPSP), referentes ao ano de 2100, para a bacia hidrográfica do Riacho Pontal. O mapeamento do cenário (CPSP) foi gerado com base nos fatores da RUSLE: erosividade das chuvas no cenário SSP585 para o ano de 2100; erodibilidade (K); fator topográfico (LS) e com o fator uso e cobertura das terras (CP), também projetado para o ano de 2100 (Figura 35).

Ao se analisar os dados de precipitação pluviométrica mínima e máxima (Figura 35-A, Gráficos 15-A e 15-B), estimados nos cenários pessimista e otimista para a bacia hidrográfica do Riacho Pontal, verifica-se que, em relação ao ano atual de 2023, ambos os cenários projetam uma redução significativa no volume anual de chuvas (Gráficos 15-A e 15-B).

Gráfico 15 – Dados da média anual de precipitação pluviométrica mínimas (A) e máximas (B) no período de 2023 a 2100





Elaboração: Próprio autor (2025).

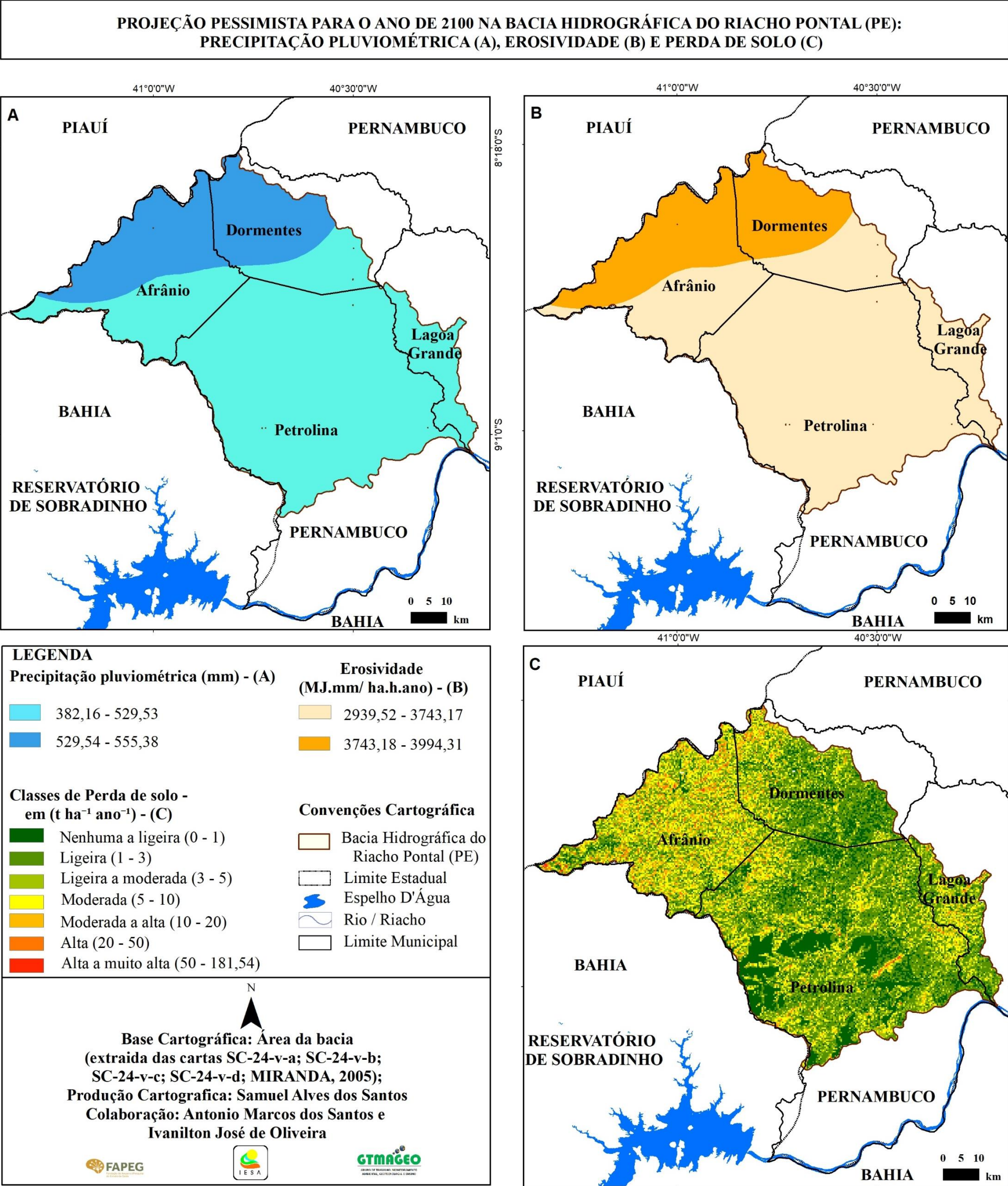
Comparando os cenários otimista e pessimista, observa-se que o valor máximo de precipitação pluviométrica é superior no cenário pessimista SSP585. Por outro lado, o cenário otimista SSP126 apresenta valores inferiores aos do cenário pessimista. No entanto, mesmo o cenário SSP585 registrando valores superiores ao cenário SSP126, os valores máximos da média anual de precipitação pluviométrica não ultrapassam 556 mm no cenário SSP585 – 2100 e aproximadamente 543 mm no cenário SSP126 – 2100, conforme indicado no Gráfico 15.

Portanto, os resultados indicam que, na projeção relativa a quase 8 décadas no futuro, a área de estudo terá uma redução de até 54,62 mm no valor máximo anual de precipitação pluviométrica, em uma perspectiva pessimista, quando comparado ao valor de 610 mm registrado em 2023 para a média anual.

A análise da Figura 35-A, referente ao cenário SSP585, indica que no mapeamento apresenta apenas duas classes de precipitação pluviométrica. Na primeira, os valores variam de 382,16 a 529,53 mm, predominando na área de estudo. Essa área cobre integralmente os municípios de Lagoa Grande e Petrolina e parte dos municípios de Afrânio e Dormentes. A segunda classe varia de 529,54 a 555,38 mm e está concentrada nas porções norte, nordeste e noroeste da bacia, nos municípios de Afrânio e Dormentes, regiões onde se encontram as maiores altitudes e, consequentemente, os maiores índices de precipitação pluviométrica.

Após a análise da estimativa de chuvas para o período de 2023 a 2100, com base no cenário SSP585, são apresentados, a seguir, os resultados referentes ao fator de erosividade das chuvas. A Figura 35-B, a Tabela 24 e o Gráfico 15 fornecem informações relevantes para melhor compreensão e visualização dos resultados encontrados para o fator R.

Figura 35 – Projeção pessimista para o ano de 2100 na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE): Precipitação Pluviométrica (A), Erosividade (B) e Perda de Solo (C)



Elaboração: Próprio autor (2025).

Tabela 24 – Quantitativo de áreas ocupadas por classes de erosividade e estimativa de perda de solos para o cenário pessimista (CPSP) projetado para o ano de 2100

Classes de Erosividade (MJ.mm/ ha.h.ano)		Área (Km²)	%
2.939,52 – 3.743,17		4.556,01	75,74
3.743,18 – 3.994,31		1.459,32	24,26

Classes de risco de Perdas de solo	Perdas de solo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Área (Km²)	%
Nenhuma a ligeira	0 - 1	953	15,84
Ligeira	1 - 3	2.273,52	37,79
Ligeira a moderada	3 - 5	1.183,06	19,66
Moderada	5 - 10	1.072,79	17,83
Moderada a alta	10 - 20	421,36	7,01
Alta	20 - 50	103,58	1,73
Alta a Muito alta	50 – 181,54	8,02	0,14

Elaboração: Próprio autor (2025).

Para o cenário climático pessimista SSP585 – 2100, foram identificadas apenas duas classes de erosividade das chuvas. A análise da distribuição percentual revela que mais de 4,56 mil km² e quase 76% da área da bacia, apresentaram valores de erosividade variando entre 2.939,52 e 3.743,17 MJ.mm/ha.h.ano no cenário SSP585 – 2100.

Uma pequena porção da área de estudo, correspondente a 1,45 mil km² e quase 24,30%, apresentou valores de erosividade entre 3.743,18 e 3.994,31 MJ.mm/ha.h.ano (Figura 35-B, Tabela 24). Comparando com o cenário otimista SSP126 – 2100, observa-se que a primeira classe de erosividade teve um aumento de área superior a 19,1% no cenário SSP585 – 2100, o que, por consequência, resultou em uma redução da área correspondente à segunda classe.

As maiores taxas de erosividade estimadas para o cenário SSP585 – 2100 concentraram-se em uma mancha localizada nas porções norte, nordeste e noroeste da bacia, nos municípios de Afrânio e Dormentes (Figura 35-B). Isso se deve à maior intensidade da precipitação pluviométrica registrada nessas regiões, além de dados de altitude que são superiores nessa parte da bacia, em comparação com os municípios situados próximos à foz, como Lagoa Grande e Petrolina.

Os resultados dos cenários otimistas indicam uma redução da precipitação pluviométrica na projeção relativa a quase 8 décadas no futuro, conforme já mencionado. Com base nisso, os dados desta pesquisa demonstram que, no cenário otimista SSP126 – 2100, também projetou-se redução da erosividade das chuvas em comparação com o mapeamento de erosividade do ano de 2023.

Percebeu-se que o valor mínimo de erosividade observado no cenário SSP585 – 2100 foi inferior ao encontrado no cenário otimista para o mesmo ano. No entanto, os valores máximos observados nos cenários pessimistas SSP585 – 2060, SSP585 – 2080 e SSP585 – 2100 foram superiores aos registrados tanto no mapeamento de erosividade de 2023 quanto nos mapeamentos referentes aos cenários otimistas do período entre 2060 e 2100.

Isso indica que, sob uma perspectiva pessimista, a erosividade das chuvas tende a aumentar na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (Gráfico 15). O cenário climático pessimista de erosividade das chuvas, projetado para o ano de 2100, apresentou um aumento superior a 38,5% em relação ao mapeamento de erosividade de 2023.

A partir deste ponto, inicia-se uma análise aprofundada do cenário de perda de solos, em um contexto pessimista (CPSP). Serão destacadas as mudanças observadas na projeção relativa a quase 8 décadas no futuro, ocasionadas pelo fator R, aplicado sob o referido cenário.

A classe de estimativa de perda de solos Ligeira, com perdas entre 1 e 3 t ha⁻¹ ano⁻¹, é a predominante na bacia hidrográfica do Riacho Pontal. De acordo com a quantificação da área ocupada por essa classe (Figura 35-C e Tabela 24), cerca de 2,28 mil km² e quase 38% da bacia, é ocupada por essa classe, conforme o mapeamento do cenário CPSP – 2100.

Comparando-se com o mapeamento do cenário CPSO – 2100, verifica-se que a área ocupada anteriormente era de 38,93%, indicando que, no cenário otimista, essa classe abrangia uma extensão superior à observada no cenário pessimista de 2100.

As modificações observadas no cenário CPSP – 2100, em relação ao cenário CPSO – 2100, concentram-se principalmente nas áreas em que as perdas de solo, antes classificadas como Ligeira, passaram a compor classes com perdas mais acentuadas. Portanto, a porção norte e noroeste da bacia, nos municípios de Dormentes e Afrânio, apresentou uma suavização próximo ao limite municipal entre esses dois municípios, bem como nas proximidades dos divisores topográficos com o estado do Piauí.

A segunda classe de estimativa de perda de solos é a de perda Ligeira a moderada, com valores entre 3 e 5 t ha⁻¹ ano⁻¹. Essa classe ocupa aproximadamente 1,19 mil km², ou quase 20% da área total da bacia hidrográfica (Figura 35-C e Tabela 24). No cenário CPSP – 2100, essa classe apresentou um aumento de 0,48% em relação ao cenário otimista de perda de solos projetado para o mesmo ano.

No mapeamento de perda de solos pessimista, projetado para o ano de 2100, observa-se que as mudanças se concentraram principalmente nas porções sul e sudeste da bacia, abrangendo os municípios de Petrolina e Lagoa Grande.

Outra classe identificada na bacia hidrográfica foi a Moderada, com perda de solos entre 5 e 10 t ha⁻¹ ano⁻¹. Trata-se da terceira maior classe em extensão, ocupando cerca de 1,08 mil km² e quase 18% da área total da bacia (Figura 35-C e Tabela 24). Essa classe, no cenário CPSP – 2100, apresentou valores superiores aos do cenário CPSO – 2100, no qual correspondia a 17,05% da área, o que representa um acréscimo de 0,78%.

No mapeamento referente ao cenário CPSP – 2100, em comparação ao cenário CPSO – 2100, verifica-se que, em todos os municípios da bacia, haverá ampliação das manchas de perda de solos pertencentes à classe Moderada, evidenciando uma intensificação do processo erosivo em relação ao cenário otimista.

A classe de Nenhuma a ligeira perda, com valores entre 0 e 1 t ha⁻¹ ano⁻¹, representa a quarta maior área da bacia, ocupando cerca de 953 km², ou 15,84% da sua extensão (Figura 35-C e Tabela 24). Para o cenário CPSP – 2100, essa classe apresentou uma redução de aproximadamente 0,82% em comparação à área ocupada no cenário CPSO – 2100. Essa diminuição resultou no aumento das áreas pertencentes a classes com estimativas de perda de solos mais elevadas.

No município de Afrânio, observou-se uma redução significativa dessa classe no mapeamento CPSP – 2100, em comparação ao cenário otimista projetado para o mesmo ano. Essa redução contribuiu para o aumento de áreas com maior intensidade de perda de solos, o que pode ser verificado nas classes Moderada a alta, Alta e Alta a muito alta, que apresentaram aumento nesse município.

A classe de estimativa de perda de solos Moderada a alta, com perdas entre 10 e 20 t ha⁻¹ ano⁻¹, constitui a quinta maior classe da bacia hidrográfica. Conforme a quantificação da área e a proporção ocupada por essa classe (Figura 35-C e Tabela 24), cerca de 421,36 km², ou 7,01% da área da bacia, estão inseridos nessa classe, conforme o mapeamento do cenário CPSP – 2100.

Essa classe de estimativa de perda de solos apresentou um aumento de aproximadamente 0,47%, ao se comparar a área ocupada por ela no cenário CPSO – 2100. As mudanças ocorridas para essa classe, no cenário CPSP – 2100, em relação ao mapeamento do cenário CPSO – 2100, indicam que, em todos os municípios da bacia, haverá expansão das manchas de perda de solos.

A classe de Alta estimativa de perda de solos , com valores entre 20 e 50 t ha⁻¹ ano⁻¹, ocupa cerca de 103,58 km², ou 1,73% da área da bacia (Figura 35-C, Tabela 24). No mapeamento do cenário CPSP – 2100, essa classe apresentou valores superiores aos do cenário CPSO – 2100, em que representava 1,51% da área, teve aumento de 0,22%.

As mudanças observadas no cenário CPSP – 2100, em comparação ao mapeamento do cenário CPSO – 2100, concentram-se principalmente em manchas localizadas nas porções norte, noroeste e centro-oeste da bacia, sobretudo no município de Afrânio. Há também uma menor concentração no município de Dormentes, nas proximidades do limite territorial com Afrânio. Outras áreas com alterações, ainda que mínimas, foram identificadas nas porções centro-sudoeste e sudeste da bacia, áreas do território de Petrolina, onde se localizam os terrenos mais ondulados.

Outra classe identificada no mapeamento de estimativa de perda de solos referente ao cenário CPSP – 2100 foi a de Alta a muito alta, que estima perdas entre 50 e 181,54 t ha⁻¹ ano⁻¹. Essa classe ocupa cerca de 8,02 km², ou 0,14% da área da bacia (Figura 35-C, Tabela 24). Em relação ao cenário CPSO – 2100, essa classe apresentou um pequeno aumento de aproximadamente 0,01%.

No mapeamento do cenário CPSP – 2100, as áreas que apresentaram esse aumento concentram-se, em sua maioria, no município de Afrânio, próximas aos divisores topográficos, onde o relevo é mais íngreme e as altitudes são mais elevadas. Esse aumento está associado também à maior intensidade do fator R nesses locais.

Observa-se que as classes com menores taxas de perda de solos , Nenhuma a ligeira, e Ligeira, perderam área para classes com estimativas superiores de perda, como Ligeira a moderada, Moderada, Moderada a alta, Alta e Alta a muito alta. No cenário otimista de perda de solos projetado para o ano de 2100, as classes de Nenhuma a ligeira e de Ligeira ocupavam áreas mais amplas.

Isso indica que o fator erosividade exerceu influência significativa sobre os resultados, apontando que, em um cenário pessimista, haverá maior intensidade na perda de solos , em razão do maior volume de chuvas e dos índices mais elevados de erosividade quando comparados ao cenário otimista de 2100.

Conclui-se, portanto, que, em um cenário otimista, as taxas de perda de solos tendem a diminuir na projeção relativa a quase 8 décadas no futuro. Em contrapartida, nos cenários pessimistas, observa-se um aumento nas perdas de solo para as classes de Ligeira a moderada, Moderada, Moderada a alta, Alta e Alta a muito alta, enquanto as

classes de perda Nenhuma a ligeira e de Ligeira apresentam redução de área no mesmo período.

Isso indica que, mesmo com a diminuição das máximas da média anual de chuvas em relação ao padrão de precipitação pluviométrica referente ao ano de 2023, os valores projetados para o índice de erosividade tendem a aumentar, contribuindo para o acréscimo nas taxas de perda de solos. Essa situação decorre do fato de essas áreas estarem localizadas em regiões onde o desmatamento ocorre de forma mais intensiva.

Áreas com solos mais frágeis e altamente degradados permanecem desprotegidas em razão da remoção da vegetação da Caatinga para Agricultura de sequeiro e/ou pastagem durante a maior parte do ano. Soma-se a isso a criação de ovinos, caprinos e bovinos em terrenos ondulados e/ou suave ondulado, nos quais os solos estão mais susceptíveis aos processos erosivos. As áreas mencionadas concentram-se, em sua maior parte, nos municípios de Afrânio e, em menor proporção, no município de Dormentes, ambos situados nas porções norte, noroeste e centro-oeste da bacia (Figura 36) (Castro, 2024; Santos; Santos, 2021).

Figura 36 – Vegetação da Caatinga desmatada para a criação de caprinovinocultura (A e B); Agricultura de sequeiro em áreas de encosta sendo preparadas para a plantação (C)





Elaboração: Próprio autor (2025).

4.9 Contribuições atuais e futuras da perda de solos a um eventual processo de desertificação

4.9.1 Cenários futuros sob a perspectiva otimista

A Figura 37 apresenta a concentração de pontos (*pixels*) onde a estimativa de perda de solos é superior a $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE), considerando os anos de 2023 e os anos 2060, 2080 e 2100, sob uma perspectiva otimista.

De acordo com os estudos de Alemu *et al.* (2025), Haregeweyn *et al.* (2023), Wijitkosum (2021), Zhang (2015) e Zhang e McBean (2015), a estimativa de perda de solos superior ao valor anteriormente mencionado, apontam ativas contribuições para um eventual processo de desertificação, caso ocorra sobre climas secos. Ressalta-se que, embora o processo erosivo não seja o único fator determinante da desertificação, trata-se de um dos principais elementos contribuintes.

No ano de 2023, aproximadamente 2,94 mil km e quase 49% da área de estudo apresentou reduzida concentração de pontos com perda de solos superior a $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, ambientes que foram classificados com ausência da contribuição da perda de solos para um eventual processo de desertificação (Figura 37-A e Tabela 25).

Tabela 25 - Distribuição das classes de contribuição da perda de solos ao processo de desertificação em cenário otimista na área de estudo

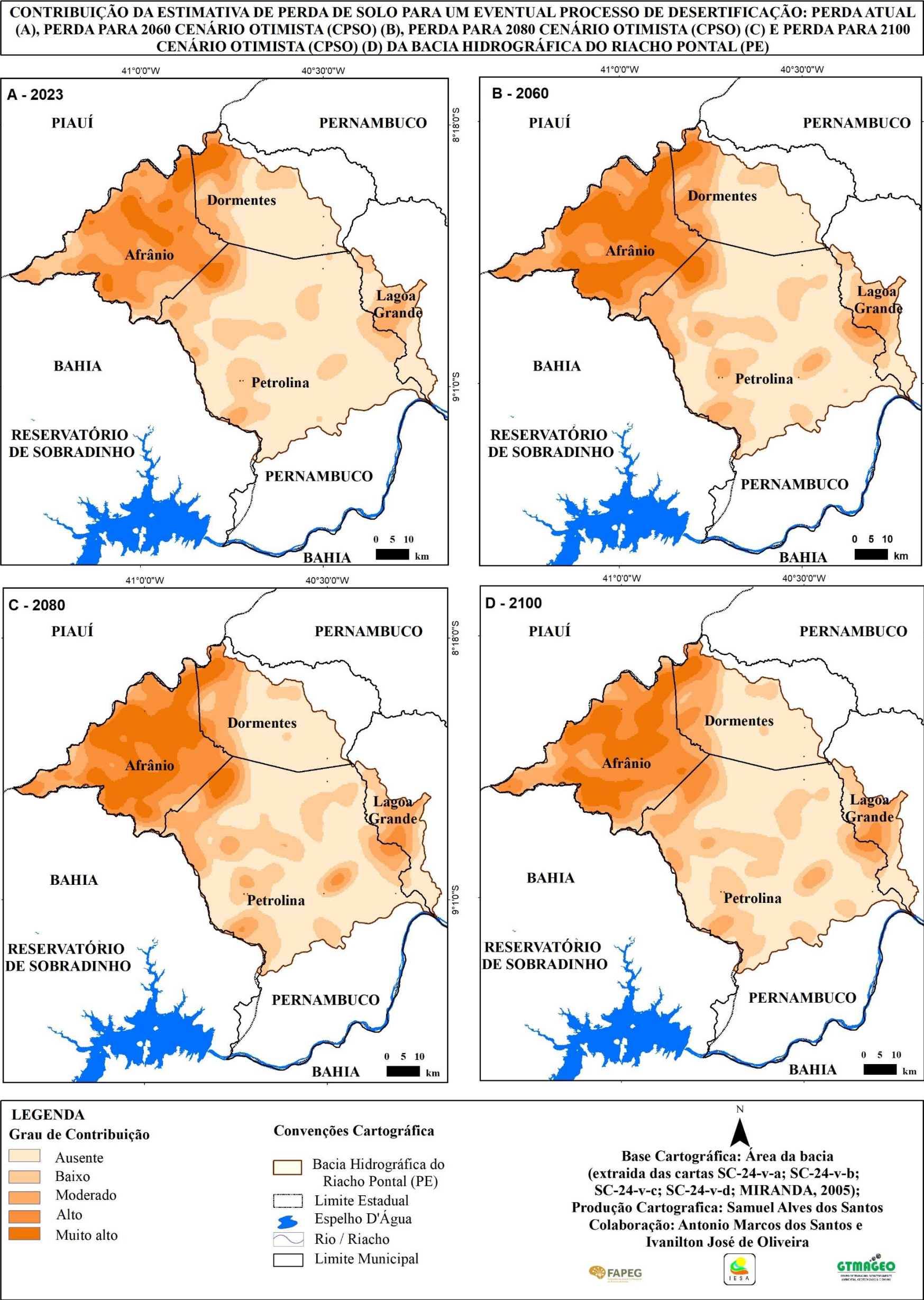
Grau de contribuição	2023		2060 CPSO		2080 CPSO		2100 CPSO	
	Área (Km ²)	%	Área (Km ²)	%	Área (Km ²)	%	Área (Km ²)	%
Ausente	2.942,75	48,92	2.563,32	42,61	2.457,25	40,84	2.490,09	41,39
Baixo	1.272,90	21,16	1.185,16	19,70	1.241,34	20,63	1.341,13	22,29
Moderado	787,19	13,08	836,85	13,91	820,59	13,65	800,95	13,31
Alto	738,49	12,28	716,29	11,91	732,22	12,18	840,55	13,98
Muito alto	274,00	4,56	713,71	11,87	763,93	12,70	542,61	9,03

Elaboração: Próprio autor (2025).

Essas áreas estão concentradas, em sua maioria, nos municípios de Petrolina, Lagoa Grande e Dormentes. No município de Afrânio também são encontradas manchas, porém em menor quantidade, localizadas próximas aos divisores topográficos que separam os estados do Piauí e da Bahia do município de Afrânio, no estado de Pernambuco, devido à presença da vegetação de Caatinga Fechada/Densa sobre solos com baixos potenciais de perda por erosão.

Ao analisar a Figura 37 e a Tabela 25, verifica-se que, ao longo dos anos, essa classe apresentará reduções em relação ao mapeamento de 2023, conforme os cenários otimistas projetados para os anos de 2060, 2080 e 2100. De modo geral, essa classe ocupará aproximadamente 2,56 mil km², correspondendo a quase 43% da área em 2060, reduzindo para cerca de 2,46 mil km² e quase 41% em 2080, e apresentando um leve aumento para aproximadamente 2,49 mil km² e quase 42% em 2100.

Figura 37 - Contribuição da estimativa de perda de solos para um eventual processo de desertificação: Perda atual (A), Perda para 2060 Cenário Otimista (CPSO) (B), Perda para 2080 Cenário Otimista (CPSO) (C) e Perda para 2100 Cenário Otimista (CPSO) (D) da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)



Elaboração: Próprio autor (2025).

Conforme indicado na Figura 37, essas áreas apresentaram reduções ao longo dos três períodos analisados sob uma perspectiva otimista, com destaque para o município de Afrânio, situado nas porções norte, noroeste e oeste da bacia de estudo. No entanto, reduções também ocorreram nos demais municípios, principalmente em Petrolina e Lagoa Grande, onde se observa uma diminuição na concentração das manchas localizadas nesses territórios.

Essa dinâmica de redução advém da diminuição da cobertura vegetal que protegia essas áreas até o ano de 2023. Ou seja, nas projeções de uso e cobertura da terra, as áreas da vegetação da Caatinga Fechada/Densa e Caatinga Aberta/Esparsa perdem espaço para áreas de Solo exposto/Pastagem/Agricultura de sequeiro, conforme discutido no item 4.8 desta tese.

À medida que o quantitativo de pontos de perda de solos se torna superior a 10 t ha⁻¹ ano⁻¹ e estiverem mais concentrados entre si, maior será a gravidade das perdas e maior será a contribuição para o processo de desertificação, uma vez que essas áreas apresentam, principalmente, ausência de cobertura vegetal do solo e estão sob áreas com taxas de declividades mais acentuadas e terrenos mais declivosos.

A segunda classe com maior representatividade é classificada como Baixo grau de contribuição e ocupa 1,28 mil km² e quase 22% da bacia (Figura 37 e Tabela 25). As áreas correspondentes a essa classe apresentam manchas distribuídas pelos quatro municípios da bacia hidrográfica, com destaque para porções concentradas no noroeste da bacia, no município de Afrânio, e na região oeste, próxima ao limite entre Afrânio e Petrolina.

Também são observadas concentrações no sudoeste da bacia e na parte central do município de Petrolina, bem como nas porções sudeste e leste do município de Lagoa Grande. Além disso, observa-se uma mancha concentrada ao nordeste da bacia, no município de Dormentes (Figura 37).

Verifica-se que, ao longo dos anos projetados no cenário otimista para 2060, 2080 e 2100, essas manchas tendem a expandir-se principalmente nos municípios de Petrolina, Dormentes e Lagoa Grande. Em 2060, essa classe ocupará uma área de 1,19 mil km², correspondendo a quase 20%. No mapeamento do cenário otimista projetado para 2080, essa área será de 1,24 mil km² e quase 21%. Em 2100, atingirá 1,34 mil km², atinge uma área de quase 23% (Tabela 25).

Ao comparar com o mapeamento referente ao ano de 2023, observa-se uma redução inicial da área ocupada em 2060, seguida por um aumento em 2080, cujo valor supera o de 2060, embora ainda permaneça inferior ao de 2023. Contudo, em 2100,

verifica-se um crescimento mais expressivo, de modo que a área estimada como de baixa contribuição à desertificação no cenário projetado para o referido ano supera a registrada em 2023.

As áreas que apresentam contribuição Moderada da perda de solos para um eventual processo de desertificação ocupam, em 2023, 787,19 km², ou 13,08% da bacia em estudo. Em 2060, essa classe ocupará aproximadamente 836,85 km², o equivalente a 13,91%. Em 2080, ocupará 820,59 km², ou 13,65%, e, em 2100, atingirá 800,95 km², ou 13,31% (Tabela 25).

Ao analisar a Figura 37, observa-se maior concentração da contribuição Moderada nas porções norte, noroeste e oeste da bacia, especialmente nos municípios de Afrânio e nas proximidades da divisa territorial entre os municípios de Dormentes e Afrânio. Notam-se pequenas manchas ao sudoeste da bacia, localizadas no município de Petrolina, e outra mancha na porção sudeste da área de estudo, no município de Lagoa Grande. Esses ambientes, em sua maioria, apresentam solos sob cobertura da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa, situados em terrenos suave ondulado.

Ao longo dos anos analisados, percebe-se a expansão dessas manchas e o surgimento de novas áreas com contribuição Moderada, principalmente na porção central da bacia e nas proximidades das áreas elevadas da Serra do Areal, no município de Petrolina, onde o terreno é fortemente ondulado e com tendência de redução da cobertura vegetal, com substituição por pastagens.

Verifica-se que, nos cenários otimistas projetados para os anos de 2060, 2080 e 2100, projetou-se um leve aumento da área correspondente à classe de Moderado grau de contribuição, em relação a 2023. No entanto, comparando-se os valores de 2080 e 2100 com os de 2060, observa-se uma leve diminuição.

Na bacia em estudo, a área classificada como de Alto grau de contribuição ocupa, em 2023, 738,49 km², ou 12,28% da bacia (Tabela 25). Em 2060, essa classe passará a ocupar aproximadamente 716,29 km², ou 11,91%. Em 2080, a área será de 732,22 km², ou 12,18%, e, em 2100, atingirá 840,55 km², ou 13,98% (Tabela 25).

Ao analisar o mapeamento do cenário otimista projetado para o ano de 2060, verifica-se que projeta-se uma pequena diminuição inicial da área, em relação a 2023. Seguida por um aumento em 2080, cujo valor supera o de 2060, mas ainda permanece com leve diminuição para 2023. No entanto, em 2100, verifica-se um crescimento bastante significativo, de modo que a área estimada para o cenário projetado para o

referido ano atinge cerca de 102,06 km², ou 1,70% maior que o encontrado para o ano de 2023 (Tabela 25).

Essa classe está concentrada, em sua maior parte, nas porções norte, noroeste e oeste da bacia, abrangendo uma grande extensão do território do município de Afrânio. Em menor proporção, ocorre em áreas próximas à divisa territorial de Afrânio com os municípios de Dormentes e Petrolina.

Observa-se, na Figura 37, que nos anos de 2060 e 2080 essa mancha apresentou uma redução no município de Afrânio. No entanto, surgiram novas manchas: uma ao sudeste da bacia, em áreas próximas à divisa territorial de Lagoa Grande com o município de Petrolina, e outra nas proximidades das áreas elevadas da Serra do Areal, no município de Petrolina. Quando comparado ao ano de 2100, verifica-se uma configuração espacial semelhante à observada em 2023, porém com ampliação das novas manchas identificadas nos anos de 2060 e 2080.

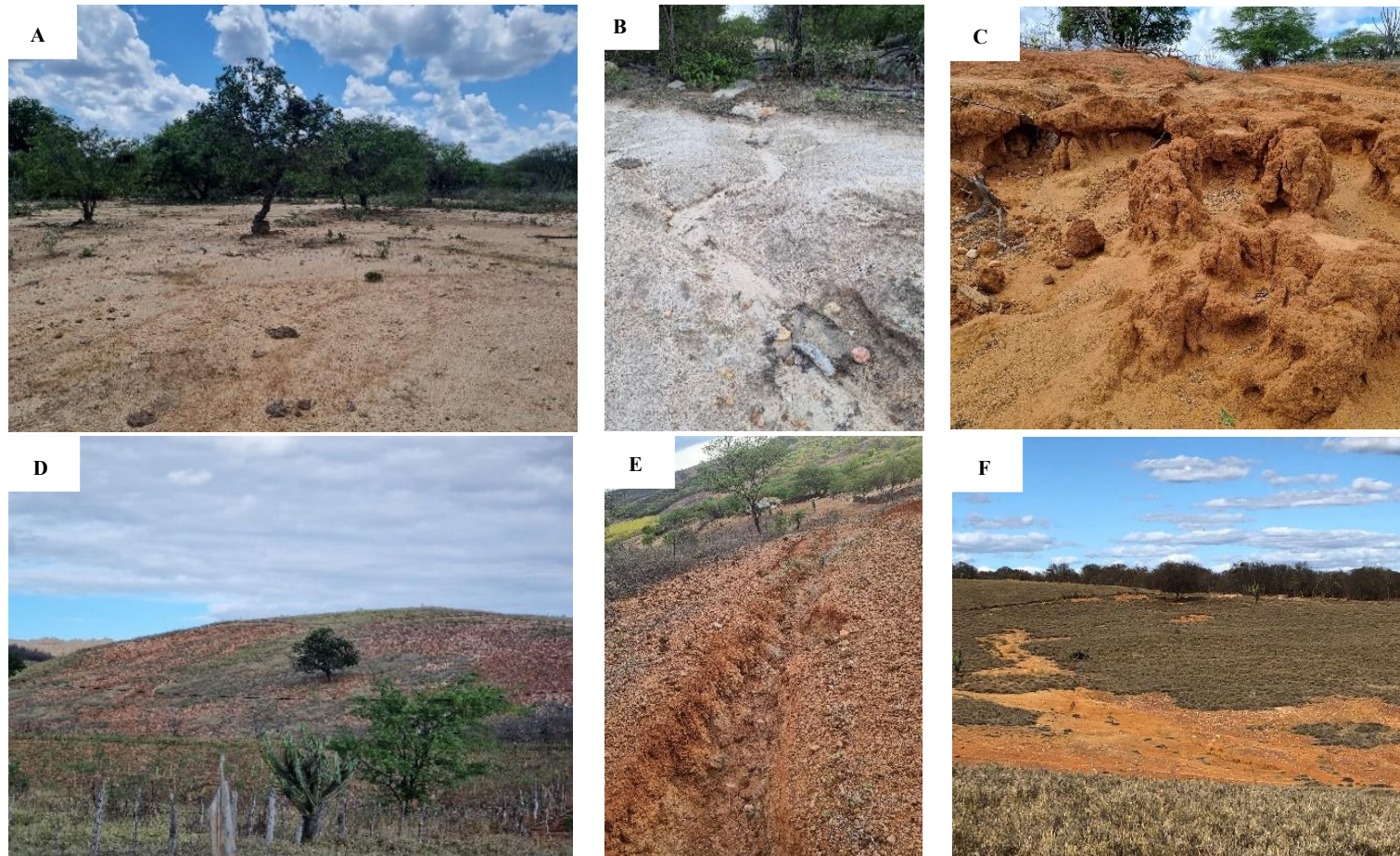
A classe de maior gravidade, denominada Muito alto grau de contribuição à desertificação, apresenta, em 2023, a menor extensão dentro da bacia, totalizando 274,00 km², ou 4,56% (Figura 37-A e Tabela 25). Em 2060, essa classe ocupará aproximadamente 713,71 km², ou 11,87%. Em 2080, a área será de 763,93 km², ou 12,70%, e, em 2100, estará presente em 542,61 km², ou 9,03% (Figura 37 e Tabela 25).

Verifica-se que, no cenário otimista projetado para os anos de 2060, 2080 e 2100, há um aumento na área correspondente à classe de Muito alto grau de contribuição, em relação ao ano de 2023. Em 2100, o aumento é de 4,47% em comparação a 2023, valor inferior aos registrados para 2060, com aumento de 7,31%, e para 2080, com aumento de 8,14% (Tabela 25).

Essa classe está concentrada, em sua maior parte, nas porções norte, noroeste e oeste da bacia, abrangendo uma grande extensão do território dos municípios de Afrânio e Dormentes. Em menor proporção, ocorre em áreas próximas à divisa territorial de Afrânio com o município de Petrolina. Observa-se, na Figura 37, que essas manchas tendem a se expandir e a se unir às demais nos cenários futuros. No entanto, verifica-se uma redução dessas manchas em 2100, quando comparadas às observadas no mapeamento referente aos cenários otimistas dos anos de 2060 e 2080.

As áreas apontadas como contribuidoras possíveis da perda de solos para um eventual processo de desertificação apresentam, claramente feições que indicam o processo iniciado de erosão (Figura 38).

Figura 38 — Erosão laminar (A) e Formação de ravina (B) sobre um Neossolo Regolítico no município de Dormentes; Área em avançado estado de erosão sob um Argissolo Vermelho-Amarelo, ao norte do município de Petrolina (C), Área de pastagens com manchas de solo exposto provocada por pisoteio de animais sobre terreno suave ondulado no município de Petrolina (D); Ravina em processo de avanço em terreno com declividade submetido a pastagens no município de Afrânio (E), Área outrora destinada a Agricultura de sequeiro com presença de pastagens e manchas de perda de solos no município de Petrolina



Elaboração: Próprio autor (2025).

4.9.2 Cenários futuros sob a perspectiva pessimista

Verifica-se que, no cenário pessimista, com projeções para o ano de 2060, cerca de 2,74 mil km² e quase 46% da área de estudo apresenta reduzida concentração de pontos com perda de solos superior a 10 t ha⁻¹ ano⁻¹, caracterizando ambientes classificados com ausência de contribuição da perda de solos para um eventual processo de desertificação.

Em geral, essa classe ocupará aproximadamente 2,57 mil km² e quase 43% em 2080, e cerca de 2,43 mil km² e quase 41%, no ano de 2100 (Figura 3 e Tabela 26). Nessas áreas, o quantitativo de *pixels* com valores superiores a 10 t ha⁻¹ ano⁻¹, em um quadrante de 1,5 km², varia entre 0% e 10%.

Tabela 26 - Distribuição das classes de contribuição da perda de solos ao processo de desertificação em cenário pessimista na área de estudo

Grau de contribuição	2023		2060 CPSP		2080 CPSP		2100 CPSP	
	Área (Km ²)	%	Área (Km ²)	%	Área (Km ²)	%	Área (Km ²)	%
Ausente	2.942,75	48,92	2.743,12	45,60	2.565,74	42,65	2.426,83	40,34
Baixo	1.272,90	21,16	1.151,36	19,14	1.233,45	20,50	1.342,58	22,31
Moderado	787,19	13,08	808,35	13,43	803,69	13,36	824,61	13,70
Alto	738,49	12,28	670,25	11,15	733,99	12,21	881,60	14,66
Muito alto	274,00	4,56	642,25	10,68	678,46	11,28	539,71	8,98

Elaboração: Próprio autor (2025).

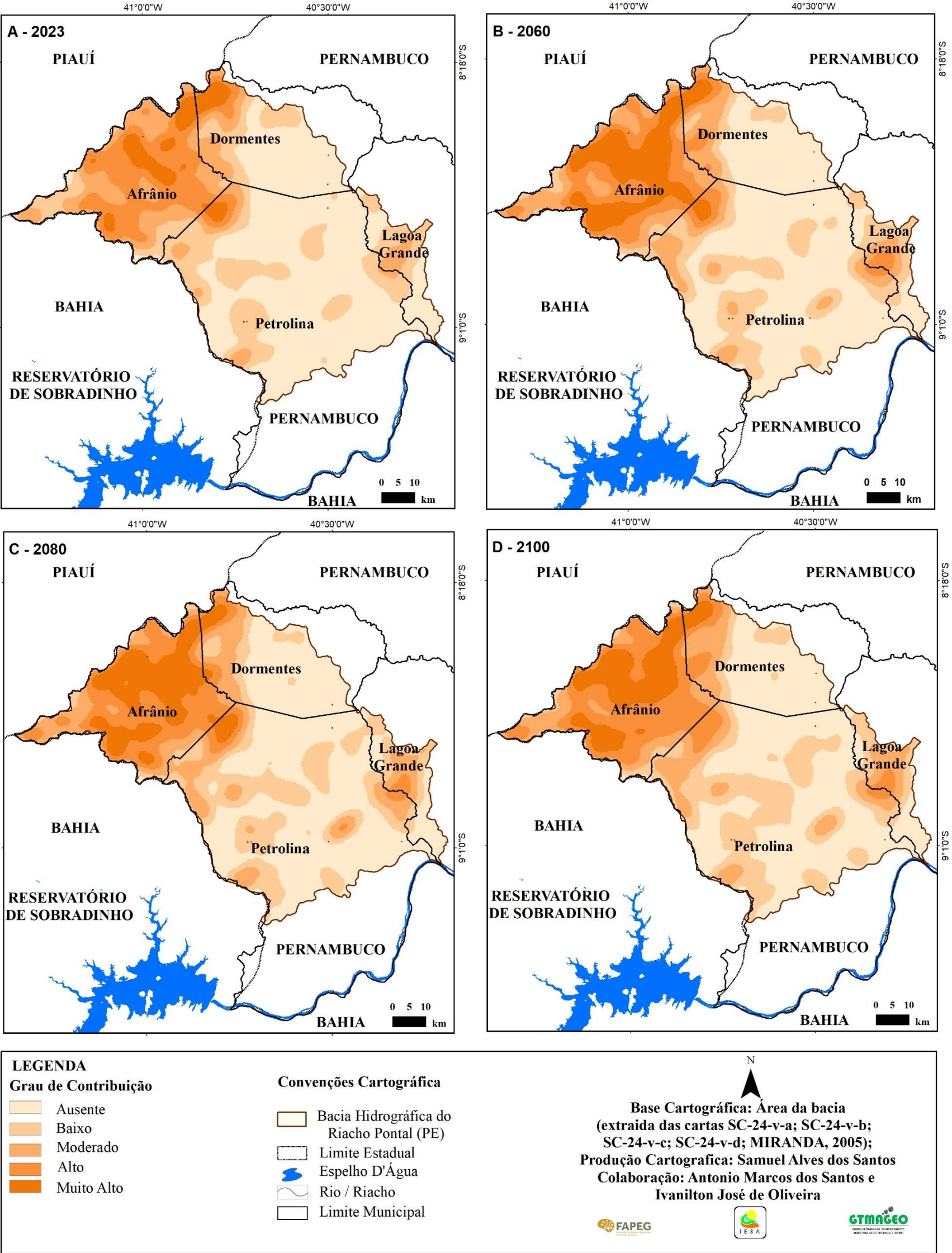
As áreas classificadas como de Ausente contribuição ao processo de desertificação estão localizadas nos municípios de Petrolina, Lagoa Grande e Dormentes. Observa-se que, ao norte da bacia, o mapeamento de 2023 identifica pequenas manchas próximas aos divisores topográficos que separam os estados do Piauí e da Bahia do município de Afrânio, no estado de Pernambuco (Figura 37 e 39).

No entanto, ao longo dos anos analisados, tanto no cenário otimista quanto no pessimista, essas áreas tendem a diminuir na porção inferior do município de Afrânio, na divisa com o estado da Bahia, e a desaparecer na porção superior, próxima ao divisor topográfico que separa Afrânio do estado do Piauí, sendo essa tendência mais acentuada na projeção pessimista para o ano de 2100 (Figura 37 e 39).

Além disso, observa-se redução das áreas com ausência de contribuição nas porções sudoeste e central da bacia, no município de Petrolina. Situação semelhante é verificada na parte superior do município de Lagoa Grande, onde também há redução da vegetação da Caatinga Fechada/Densa sobre solos com baixos potenciais de perda por erosão (Figura 37 e 39).

Figura 39 - Contribuição da estimativa de perda de solos para um eventual processo de desertificação: Perda atual (A), Perda para 2060 Cenário Pessimista (CPSP) (B), Perda para 2080 Cenário Pessimista (CPSP) (C) e Perda para 2100 Cenário Pessimista (CPSP) (D) da bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE)

CONTRIBUIÇÃO DA ESTIMATIVA DE PERDA DE SOLO PARA UM EVENTUAL PROCESSO DE DESERTIFICAÇÃO: PERDA ATUAL (A), PERDA PARA 2060 CENÁRIO PESSIMISTA (CPSP) (B), PERDA PARA 2080 CENÁRIO PESSIMISTA (CPSP) (C) E PERDA PARA 2100 CENÁRIO PESSIMISTA (CPSP) (D) DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIACHO PONTAL (PE)



Elaboração: Próprio autor (2025).

No cenário pessimista, com projeções para 2060, 2080 e 2100, projetou-se diminuição na área correspondente à classe de Ausente grau de contribuição, em comparação com o ano de 2023. Ao comparar com o mapeamento do cenário otimista projetado para os anos de 2060, 2080 e 2100, verifica-se aumento na extensão das áreas dessa classe de contribuição no cenário pessimista projetado para os anos de 2060 e 2080.

No entanto, no cenário pessimista de 2100, o valor não ultrapassou os registrados no cenário otimista projetado para os anos de 2060, 2080 e 2100, nem os valores do próprio cenário pessimista projetados para 2060 e 2080.

Vale destacar que a área registrada em 2060, sob a perspectiva pessimista, foi superior aos valores encontrados tanto nos três anos projetados para o cenário otimista quanto nos dois anos posteriores (2080 e 2100) do próprio cenário pessimista.

A classe denominada Baixo grau de contribuição à desertificação ocupará, no cenário pessimista projetado para o ano de 2060, aproximadamente 1,15 mil km², o que corresponde a mais de 19%. Em 2080, essa área será de aproximadamente 1,23 mil km², ou quase 21%, e, em 2100, estará presente em cerca de 1,35 mil km² e quase 23% (Figura 39 e Tabela 26). Nessas áreas, verifica-se que o quantitativo de *pixels* com perda de solos superior a 10 t ha⁻¹ ano⁻¹, em um quadrante de 1,5 km², varia entre 10,1% e 35%.

A área correspondente a essa classe de contribuição apresenta manchas distribuídas pelos quatro municípios da bacia hidrográfica do Riacho Pontal. Embora essas manchas tendam a se expandir ao longo dos anos, tanto no cenário otimista quanto no pessimista, observa-se que as áreas que, em 2023, estavam concentradas na porção noroeste da bacia, no município de Afrânio, tendem a migrar para regiões mais próximas aos divisores topográficos, também localizados na porção noroeste, bem como para áreas próximas à divisa territorial entre Afrânio e os municípios de Dormentes e Petrolina (Figuras 36 e 39).

Verifica-se, ainda, que parte das áreas classificadas como de Baixo grau de contribuição à desertificação, inicialmente situadas em Afrânio, migram progressivamente para classes superiores de contribuição (Figuras 36 e 39).

Também há concentrações no sudoeste da bacia e na parte central do município de Petrolina, em áreas predominantemente ocupadas por Agricultura Irrigada, além das porções sudeste e leste do município de Lagoa Grande. Ademais, identifica-se uma mancha concentrada ao nordeste da bacia, no município de Dormentes (Figuras 36 e 39).

Ao analisar o mapeamento do cenário pessimista para 2060, verifica-se uma pequena diminuição inicial da área em relação ao mapeamento de contribuição a um eventual processo de desertificação referente ao ano de 2023, bem como em comparação aos três anos projetados no cenário otimista e aos dois anos posteriores (2080 e 2100) do próprio cenário pessimista.

Em seguida, observa-se aumento em 2080, cujo valor supera os registrados nos cenários otimista e pessimista de 2060, embora ainda permaneça levemente inferior aos observados para 2023, 2080 (otimista) e 2100 (otimista e pessimista). No entanto, em 2100, verifica-se um crescimento da extensão das áreas, de forma que a área estimada no cenário pessimista projetado para esse ano ultrapassa os valores registrados para 2023 e para os cenários otimistas de 2060, 2080 e 2100, bem como os dos cenários pessimistas de 2060 e 2080 (Tabelas 27 e 28).

Destaca-se que, no cenário pessimista projetado para o ano de 2100, ao longo do período analisado, as manchas tendem não apenas a se expandir, mas também a se unir, principalmente na parte central da bacia, localizada no município de Petrolina, formando áreas contínuas e de maior extensão ocupadas por essa classe.

Em relação às áreas que apresentam contribuição da perda de solos classificadas como Moderada para um eventual processo de desertificação, estas ocupam, em 2060, 808,35 km², ou 13,43% da bacia em estudo. Em 2080, a área será de 803,69 km², correspondendo a 13,36%, e, em 2100, ocupará 824,61 km², ou 13,70% (Figura 39 e Tabela 26). Destaca-se que, nessas áreas, o quantitativo de *pixels* com perda de solos superior a 10 t ha⁻¹ ano⁻¹, em um quadrante de 1,5 km², varia entre 35,1% e 45%.

Ao analisar as Figuras 36 e 39, observa-se que a configuração espacial é bastante semelhante nos cenários otimista e pessimista. As manchas anteriormente concentradas nas porções norte, noroeste e oeste da bacia, principalmente na parte central do município de Afrânio, tendem a migrar, nos cenários futuros, para regiões próximas à divisa territorial de Afrânio com os municípios de Dormentes e Petrolina.

Verifica-se que, no cenário pessimista, com projeções para os anos de 2060, 2080 e 2100, projeta-se um leve aumento na área correspondente à classe de Moderado grau de contribuição, em comparação com o ano de 2023 e com o cenário otimista de 2100 (Tabelas 27 e 28).

Os valores referentes à classe de Moderado grau de contribuição a um eventual processo de desertificação no cenário pessimista projetado para 2060 foram inferiores aos registrados nos cenários otimistas de 2060 e 2080, bem como ao cenário pessimista de 2100; contudo, superaram o valor do cenário pessimista projetado para 2080.

Para o ano de 2080 (cenário pessimista), o valor ficou abaixo dos registrados nos cenários otimistas de 2060 e 2080 e do cenário pessimista de 2100. No cenário pessimista do ano de 2100, o valor foi inferior ao do cenário otimista de 2060, mas superior aos dos cenários otimistas de 2080 e pessimistas de 2060 e 2080 (Tabelas 27 e 28).

Em ambos os cenários (otimista e pessimista), também se identificam pequenas manchas ao sudoeste da bacia, no município de Petrolina, e outra ao sudeste da área de estudo,

no município de Lagoa Grande. Essas áreas, em sua maioria, apresentam solos sob cobertura da vegetação da Caatinga Aberta/Esparsa, localizados em terrenos suave ondulado (Figuras 36 e 39).

Ao longo dos anos analisados, as projeções indicam o surgimento de novas áreas com contribuição moderada ao processo de desertificação, sobretudo na parte central da bacia e, de forma mais significativa, em áreas de maior declividade, como a Serra do Areal, no município de Petrolina. Nessas regiões, observa-se uma tendência de redução da vegetação da Caatinga por pastagens, sobre terrenos fortemente ondulados (Figuras 36 e 39).

Na bacia em estudo, a área coberta pela classe de Alto grau de contribuição ocupa, no cenário pessimista projetado para 2060, 670,25 km², ou 11,15%. Em 2080, essa área será de 733,99 km², ou 12,21%, e, em 2100, ocupará 881,60 km², ou 14,66% (Figura 39 e Tabela 26). Verifica-se que, nessas áreas, o quantitativo de *pixels* com perda de solos superior a 10 t ha⁻¹ ano⁻¹, em um quadrante de 1,5 km², varia entre 45,1% e 70%.

Essa classe está concentrada, em 2023, em sua maior parte, nas porções norte, noroeste e oeste da bacia, abrangendo uma grande extensão do território do município de Afrânio. Em menor proporção, ocorre em áreas próximas à divisa territorial de Afrânio com os municípios de Dormentes e Petrolina. Observa-se, na Figura 39, que, nos anos de 2060 e 2080, tanto no cenário otimista quanto no pessimista, essa mancha identificada em 2023, irá apresentar uma redução no município de Afrânio.

Ao analisar o mapeamento do cenário pessimista projetado para o ano de 2060, verifica-se uma diminuição em relação a 2023. Também é observada redução nos cenários otimistas projetados para 2060, 2080 e 2100, bem como nos cenários pessimistas projetados para 2080 e 2100 (Tabelas 27 e 28).

Em relação ao cenário pessimista projetado para 2080, verifica-se uma diminuição quando comparado aos anos de 2023 e 2100 (cenários otimista e pessimista), mas há aumento da extensão de área em comparação com os anos de 2080 (cenário otimista) e 2060 (cenários otimista e pessimista).

Porém, surgirão, novas manchas, a saber: a primeira localiza-se ao sudeste da bacia, em áreas próximas à divisa territorial de Lagoa Grande com o município de Petrolina. Já a segunda não está presente nos cenários otimista e pessimista projetados para o ano de 2060, sendo identificada apenas nos cenários projetados para 2080 (otimista e pessimista), localizando-se nas proximidades das áreas elevadas da Serra do Areal, no município de Petrolina.

No cenário pessimista projetado para 2100, verifica-se um crescimento em relação a 2023, bem como aos dados registrados nos cenários otimistas projetados para 2060, 2080 e 2100 e nos cenários pessimistas projetados para 2060 e 2080 (Tabelas 27 e 28). Verifica-se uma

configuração espacial semelhante à observada no mapeamento de 2023, porém com a ampliação de uma nova mancha ao sudeste da bacia, em áreas próximas à divisa territorial de Lagoa Grande com o município de Petrolina.

A classe de maior gravidade, denominada Muito alto grau de contribuição à desertificação, ocupará, em 2060, aproximadamente 642,25 km², ou 10,68%. Em 2080, essa área será de 678,46 km², ou 11,28%, e, em 2100, estará presente em 539,71 km², ou 8,98% (Figura 39 e Tabela 26). Observa-se que, nessas áreas, o quantitativo de *pixels* com perda de solos superior a 10 t ha⁻¹ ano⁻¹, em um quadrante de 1,5 km², está acima de 70%. Por essa razão, quanto maior o número de *pixels* com perdas acentuadas a partir de 10 t ha⁻¹ ano⁻¹, maior o grau de contribuição.

Verifica-se que, no cenário pessimista com projeções para 2060, 2080 e 2100, haverá aumento da extensão das áreas correspondentes à classe de Muito alto grau de contribuição, em comparação com o ano de 2023.

Ao analisar o mapeamento do cenário pessimista projetado para 2060, observa-se uma diminuição em relação aos valores de 2060 (cenário otimista) e 2080 (cenários otimista e pessimista), mas um aumento quando comparado aos dados de 2100 (cenários otimista e pessimista) (Tabelas 27 e 28).

No cenário pessimista projetado para 2080, haverá diminuição em relação aos anos de 2060 e 2080 (cenário otimista), porém aumento em comparação a 2023, 2060 (cenário pessimista) e 2100 (cenários otimista e pessimista).

A classe de Muito alto grau de contribuição a um eventual processo de desertificação está situada nas porções norte, noroeste e oeste da bacia, abrangendo uma grande extensão do território dos municípios de Afrânio e Dormentes. Em menor proporção, ocorre em áreas próximas à divisa territorial de Afrânio com o município de Petrolina. Justamente os ambientes com os maiores índices e projeção de redução da cobertura da vegetação da Caatinga, ora a Caatinga Aberta/Esparsa ora a Caatinga Fechada/Densa e concentração e expansão das áreas de pastagem e solo exposto devido ao implemento da caprinovinocultura.

Zhang e McBean (2015) reforça os achados para bacia do Riacho Pontal. Em estudo desenvolvido na China, mais precisamente na Província de Gansu, destacam que a redução das chuvas projetadas para o futuro diminuirá o efeito da erosividade no semiárido Chinês, porém a redução da cobertura vegetal em detrimento a expansão das atividades agropecuárias é o que preocupa e, tornara-se, um dos principais elementos de exposição dos solos a erosão e, consequentemente contribuidor à desertificação.

No cenário pessimista projetado para 2100, verifica-se uma diminuição da área em relação aos anos de 2060 e 2080, projetados tanto no cenário otimista quanto no pessimista, bem como em relação ao ano de 2100 no cenário otimista. Situação sobre influência da redução

das chuvas na contribuição do processo erosivo e redução do avanço da retirada da cobertura vegetal em pontos em que o terreno não é favorável a Agricultura de sequeiro e a pastagem.

No entanto, ao longo dos anos, observa-se que essa classe de contribuição vem apresentando redução, especialmente na porção central do município de Afrânio. As manchas anteriormente, situadas próximas à divisa territorial de Afrânio com o município de Petrolina, tendem a desaparecer no cenário pessimista projetado para 2100 (Figura 39).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A erosão é um processo natural que pode ser intensificado pelas atividades humanas. Os resultados indicaram que esse fenômeno, induzido por fortes pressões antropogênicas, tem se agravado na bacia hidrográfica do Riacho Pontal (PE), configurando-se como uma ameaça significativa e contribuindo para o avanço da desertificação, caso ocorra sobre climas secos, dado que os agentes erosivos podem provocar danos irreversíveis ao solo desses ambientes.

Embora a erosão não seja o único fator determinante da desertificação, constitui-se como um dos principais elementos contribuintes. Diante disso, a fim de fornecer dados concretos sobre a perda de solos, tornou-se necessária a avaliação do risco erosivo por meio da quantificação da perda atual e da estimativa para cenários futuros e possíveis contribuições a um eventual processo de desertificação.

Este estudo utilizou o modelo RUSLE em ambiente SIG com auxílio do *software* ArcGIS 10.8. Os resultados obtidos por meio dos métodos aplicados permitiram uma análise detalhada dos padrões de perda de solos na bacia hidrográfica do Riacho Pontal, considerando o ano de 2023 e projeções para 2060, 2080 e 2100, sob cenários otimista e pessimista.

Com posse dos resultados encontrados para os fatores da RUSLE, foi possível aferir algumas conclusões sobre a situação da Bacia em estudo. Apesar de algumas limitações da RUSLE, esta equação pode ser considerada um bom instrumento para a previsão das perdas de solo por erosão. A Equação Universal de Perdas de solo Revisada (RUSLE) e seus fatores é uma ferramenta de boa aplicabilidade e estimativa, fornecendo os parâmetros necessários para o planejamento do uso e ocupação do solo. O modelo RUSLE oferece uma excelente solução para estimar a erosão do solo com base em diferentes dados, como fatores de entrada da equação, encontra-se: Erosividade, erodibilidade, fator topográfico, uso e cobertura das terras e práticas conservacionistas.

O fator CP, integrante do modelo RUSLE, exerce influência significativa no aumento da perda anual de solo e nas estimativas de perda para cenários futuros. Ao longo dos anos analisados, observa-se uma tendência de redução da vegetação da Caatinga, decorrente da diminuição da cobertura vegetal que, até 2023, desempenhava papel essencial na proteção do solo. As projeções de uso e cobertura da terra indicam substituição da vegetação da Caatinga Fechada/Densa e Caatinga Aberta/Esparsa por áreas de Solo Exposto, Pastagem e Agricultura de sequeiro, refletindo a intensificação das pressões humanas. A criação de ovinos e caprinos, associada à produção de carvão vegetal e lenha, tem contribuído para a retirada da cobertura vegetal, expondo os solos à perda por erosão.

Outro fator de destaque é o fator R, que influencia diretamente a perda de solos. Nos cenários otimistas SSP126, observa-se uma tendência de redução da erosividade, associada à

diminuição da precipitação pluviométrica. Em contrapartida, nos cenários pessimistas SSP585, o aumento da precipitação pluviométrica e/ou dos valores atribuídos ao fator erosividade intensifica a perda de solos, conforme verificado nos diversos cenários analisados em comparação ao ano de 2023.

Os fatores LS (declividade e comprimento de rampa) e K (erodibilidade do solo) também apresentam contribuição expressiva para o aumento da perda de solos, especialmente em áreas de relevo suave a fortemente ondulado, avançando para solos mais frágeis e desprotegidos, sujeitos a elevadas taxas de erosividade. Essa condição foi verificada na porção norte, noroeste e oeste da bacia, em áreas do município de Afrânio, onde a situação é alarmante e demanda ações urgentes por parte de órgãos competentes, agricultores e pecuaristas, com foco na conservação e recuperação da cobertura vegetal de áreas degradadas.

As estimativas apontam aumento significativo da perda de solos, com valores superiores a $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, especialmente no município de Afrânio e na porção norte da área de estudo, localizada em Dormentes. Também há elevada concentração no sudeste da bacia, no município de Lagoa Grande, e em áreas de Petrolina, onde predominam relevos residuais, como cristas, morros, serras e serrotes.

Os métodos e técnicas proposta na metodologia desta tese são importantes para análise ambiental de áreas como a do presente estudo, custo de aplicação relativamente baixo, curta duração de tempo, além de ser de fácil aplicação e fornece resultados confiáveis, que retratam a realidade observada em campo.

Constatou-se, nesta pesquisa, a necessidade da instalação de novos pluviômetros e da atualização dos dados de precipitação pluviométrica ao longo da bacia hidrográfica do Riacho Pontal. Foram utilizados apenas seis postos pluviométricos atualmente existentes, distribuídos dentro e nas proximidades da bacia. Esse aprimoramento permitirá que os estudos futuros mais aprofundados sobre o potencial de perda de solos na bacia. Verificou-se, também, a necessidade de atualização do banco de dados pedológicos, cuja escala cartográfica é de 1:100.000, sendo este o único disponível desde 2006 para a área de estudo.

Vale destacar, também, que o modelo utilizado nas projeções de uso e cobertura das terras apresentou fragilidades decorrentes das diferentes escalas empregadas nas variáveis de alimentação do mesmo devido a disponibilidade e qualidade espacial nos dados empregados na modelagem. Acrescenta-se também, a não utilização de variáveis sociais, as quais até então não estavam disponíveis por setores censitários. Consequentemente, impedindo que houvesse qualidade no processo de modelagem a partir da espacialização sobre a área de estudo.

Recomenda-se que os órgãos gestores da bacia, em parceria com instituições de pesquisa, desenvolvam ou apoiem estudos voltados à adequação e ao aprimoramento de modelos de avaliação do risco erosivo, por meio da quantificação da perda de solos e de sua

possível contribuição para um eventual processo de desertificação. Além da erosão, é essencial considerar outros fatores determinantes, como o sobrepastoreio, a salinização do solo por irrigação, o desmatamento e a mineração entre outros.

Destaca-se, ainda, a urgência da recuperação da vegetação da Caatinga Fechada/Densa, especialmente no município de Afrânio, onde a criação de ovinos, caprinos, bovinos associadas à produção de carvão vegetal e lenha, tem contribuído para a remoção da cobertura vegetal. Essa dinâmica ocorre, em sua maioria, em áreas de relevo suave a fortemente ondulado, com solos frágeis e desprotegidos, sujeitos a elevadas taxas de erosividade das chuvas.

É imprescindível fazer valer as leis já existentes, como a Lei nº 14.091, de 17 de junho de 2010, que institui a Política Estadual de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca. Além disso, recomenda-se a promoção de capacitações voltadas a gestores públicos, agricultores e pecuaristas, com foco em técnicas de manejo e uso sustentável do solo, reconhecendo-o como um recurso não renovável e essencial à sobrevivência humana, enfatizando a necessidade de preservação e/ou conservação.

6 REFERÊNCIAS

- ABDALLA, L. S.; OLIVEIRA, L. C.; VOLOTÃO, C. F. S. Modelagem dinâmica da vegetação baseada em autômatos celulares: um estudo de caso da regeneração da mata atlântica no distrito de Aldeia Velha - RJ. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 67, n. 3, p. 669-690, 2015.
- AB'SABER, A. N. A problemática da desertificação e da savanização no Brasil. In: **Geomorfologia**, n. 53, USP: São Paulo, 1977. 20 p.
- AIT LAMQADEM, A.; PRADHAN, B.; SABER, H.; RAHIMI, A. Desertification Sensitivity Analysis Using MEDALUS Model and GIS: A Case Study of the Oases of Middle Draa Valley, Morocco. **Sensors**, v. 18, n. 7, p. 2230, 2018.
- ALBUQUERQUE, A. W.; FILHO, G. M.; SANTOS, J. R.; COSTA, J. P. V., & SOUZA, J. L. Determinação de Determinação de fatores da equação universal de perda de solo em Sumé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, n.2, p.153-160, 2005.
- ALBUQUERQUE, F. N. B.; SILVA, V. A.; SILVA, L. S. O fenômeno global da desertificação nos livros didáticos de geografia no Brasil. **Revista Ensino de Geografia (Recife)**, v. 4, n. 1, p. 69–91, 2021.
- ALEMU, M. D.; LAEKEMARIAM, F.; BELAY, S.; VAN TOL, J.; MENGISTU, A. G. Modeling soil erosion for sustainable landscape management using RUSLE in the landscapes of Abaya-Chamo Sub-Basin, Ethiopia. **Modeling Earth Systems And Environment**, v. 11, n. 3, p. 1-28, 2025.
- ALEWELL, C.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; PANAGOS, P. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 3, p. 203–225, 2019.
- ALLIOUCHE, A.; KOUBA, Y. Modelling the spatiotemporal dynamics of land susceptibility to desertification in Algeria. **CATENA**, v. 232, p. 107437, 2023.
- ALMENBERGAS, M. C. P. C. **Salinização das águas do reservatório da microbacia de cruz de salinas: análise a partir da dinâmica das unidades de paisagens**. 2023. Dissertação (Doutorado) - Curso de Ciências Ambientais, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade de Pernambuco, Petrolina, 2023.
- ALVES, W.; VENDRAME, P. A FOME, O SOLO E A DINÂMICA SOCIOAMBIENTAL DE SÃO JERÔNIMO DA SERRA: UMA BREVE DISCUSSÃO ONCEITUAL. **Congresso Brasileiro da Guerra do Contestado; Colóquio de Geografias Territoriais Paranaenses e Semana de Geografia da UEL**, v. 2, p. 343-361, 17 fev. 2021.
- AMARAL, B. S. D. **ANÁLISE ESPACIAL DAS PERDAS DE SOLO NO ESTADO DA PARAÍBA**. 2016. 59 f. TCC (Graduação) - Curso de Bacharelado em Geografia, Geociências, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa - Pb, 2016.
- AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. Projeções futuras para as perdas de água e solo devido às mudanças climáticas esperadas para XXI. In: XVII Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água, 2008, Rio de Janeiro. **XVII Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água - Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças climáticas**, 2008.
- AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; MATOS, A. T. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 6, p. 1046-1049, 2010.

AMORIM, R. S. S. **Avaliação dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para condições edafoclimáticas brasileiras**. 2003. 123 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG, 2003.

ANA - Agência Nacional de Águas. **Trechos Rodoviários**. Brasília: ANA, 2016. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/ff37f924-e88d-4ee4-82e7-14a3e5efe0fd>>. Acesso em: 20 jan. 2024.

ANACHE, J. A. A.; WENDLAND, E. C.; OLIVEIRA, P. T. S.; FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: a meta-analysis of the brazilian experience. **CATENA**, v. 152, p. 29-39, 2017.

APAC - Agência Pernambucana de águas e Clima. **Relatório de situação de recursos hídricos do Estado de Pernambuco 2011/2012 Agência Pernambucana de Águas e Clima (Apac)**. – Recife: Apac, 2013.

APAC - Agência pernambucana de águas e clima. **Bacias hidrográficas - Riacho Pontal**. Disponível em:<<http://200.238.107.184/bacias-hidrograficas/40-bacias-hidrograficas/211-bacia-do-riacho-pontal>>. Acesso em: 01 de jul. 2021.

AQUINO, J. W. C. de; SANTOS, A. M. dos. Análise da estrutura e distribuição da cobertura vegetal das Caatingas em diferentes áreas de sequeiro no Vale do São Francisco nas últimas três décadas. **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 24, p. e55, 2020.

ARAÚJO, A. C. M.; GOUVEIA, L. B. Uma revisão sobre os princípios da teoria geral dos sistemas. **Estação Científica**. N. 16, p. 1-14, 2016.

ARAUJO, L. M. **Indicadores agrometeorológicos no Perímetro Irrigado Pontal Sul**. Orientador: Luís Henrique Bassoi. 2018. 166 f. Tese (Doutorado) - Curso de Agronomia (Irrigação e Drenagem) - FCA, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2018.

ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; GASSMAN, P. W.; ABBASPOUR, K. C.; WHITE, M. J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R. D.; VAN GRIENSVEN, A.; VAN LIEW, M. W. SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 4, p. 1491–1508, 2012.

AUBREVILLE, A. **Climats, Forêts et Desertification de l'Afrique Tropicale**. Paris: Société d'Editions Géographiques Maritimes et Coloniales, 1949.

BANJARA, M.; BHUSAL, A.; GHIMIRE, A.B.; KALRA, A. Impact of Land Use and Land Cover Change on Hydrological Processes in Urban Watersheds: Analysis and Forecasting for Flood Risk Management. **Geosciences**, v.14, n.2, p. 1-15, 2024

BAO, Y.; SONG, Z.; QIAO, F. FIO-ESM Version 2.0: Model Description and Evaluation. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 125, n. 6, 2020.

BARBOSA NETO, M. V. B.; ARAÚJO, M. S. B.; ARAÚJO FILHO, J. C.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; ALMEIDA, B. G. Rill and sheet soil erosion estimation in an area undergoing desertification in the Brazilian semi-arid region. **Modeling Earth Systems And Environment**, v. 7, n. 2, p. 1183–1191, 2020.

BATISTA, P. V.; SILVA, M. L. N.; SILVA, B. P. C.; CURI, N.; BUENO, I. T.; JÚNIOR, F. W. A.; DAVIES, J.; QUINTON, J. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin – Brazil. **Catena**, v. 157, p. 139–150, 2017.

BEKELE, B.; MULUNEH, A.; WONDRAGE, N. Geographic Information System (GIS) based soil loss estimation using Universal Soil Loss Equation Model (USLE) for soil conservation planning in Karesa Watershed, Dawuro Zone, South West Ethiopia. **International Journal of Water Resources and Environmental Engineering**, v. 11, n. 8, p. 143-158, 2019.

- BELTRÃO, B. A.; MASCARENHAS, J. C.; MIRANDA, J. L. F.; SOUZA JUNIOR, L. C.; GALVÃO, M. J. T. G.; PEREIRA, S. N. **Diagnóstico do município de Petrolina**. Recife: CPRM/PRODEEM, 2005.
- BERTALANFFY, L. V. **Teoria Geral dos Sistemas**. Tradução de Francisco M. Guimarães. Petrópolis: Vozes, 1973.
- BERTALANFFY, L. V. **The theory of open systems in physics and biology**. Science, v. 111, p. 23 – 29. 1950.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8 ed. São Paulo: Ícone, 2012. 355p.
- BERTRAND, G. **Paysage et géographie physique globale: Esquisse méthodologique**. Revue géographique des Pyrénées et sud-ouest, v. 39, fasc. 3, 1968. p. 249-272.
- BEZAK, N.; MIKOŠ, M.; BORRELLI, P.; ALEWELL, C.; ALVAREZ, P.; ANACHE, J. A. A.; BAARTMAN, J.; BALLABIO, C.; BIDDOCU, M.; CERDÀ, A.; CHALISE, D.; CHEN, S.; CHEN, W.; DE GIROLAMO, A. M.; GESSESSE, G. D.; DEUMLICH, D.; DIODATO, N.; EFTHIMIOU, N.; ERPUL, G.; FIENER, P. Soil erosion modelling: A bibliometric analysis. **Environmental Research**, v. 197, p. 111087, 2021.
- BEZERRA, F.G.S.; AGUIAR, A.P.D.; ALVALÁ, R.C.S.; GIAROLLA, A.; BEZERRA, K.R.A.; LIMA, P.V.P.S.; NASCIMENTO, F.R. DO; ARAI, E. Analysis of areas undergoing desertification, using EVI2 multi-temporal data based on MODIS imagery as indicator. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106579, 2020.
- BHADUR, K. C. Mapping Soil Erosion Susceptibility Using Remote Sensing and GIS: A Case of the Upper Nam Wa Watershed, Nan Province, Thailand. **Environmental Geology**, v.57, n.3, p.695-705, 2009.
- BIRCHER, P.; LINIGER, H. P.; PRASUHN, V. Comparison of long-term field-measured and RUSLE-based modelled soil loss in Switzerland. **Geoderma Regional**, v. 31, p. e00595, 2022.
- BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R. **Erosion control and soil quality**. In: Principles of soil conservation and management. Berlin: Springer 2008. 477–92 p.
- BOARDMAN, J. **Soil erosion and sediment loading of watercourses**. SEESOIL. Oxford, 1992.
- BONHAM-CARTER, G. F., 1994. **Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS**. Pergamon, Oxford, 398pp.
- BONILLA, C. A.; REYES, J. L.; MAGRI A. Water Erosion Prediction Using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS Framework, Central Chile: **Chilean journal of agricultural research**, v.70, n.1, p.159-169, 2010.
- BORGES NETO, I. O.; SANTOS, L. J. C.; SUERTEGARAY, D. M. A.; XAVIER, R. A. The study of soil erosion under a systemic conception. **Revista RA’EGA**, Curitiba, PR, v.57, p. 98 – 113, 2023.
- BORRELLI, P.; ALEWELL, C.; ALVAREZ, P.; ANACHE, J. A. A.; BAARTMAN, J.; BALLABIO, C.; BEZAK, N.; BIDDOCU, M.; CERDÀ, A.; CHALISE, D.; CHEN, S.; CHEN, W.; DE GIROLAMO, A. M.; GESSESSE, G. D.; DEUMLICH, D.; DIODATO, N.; EFTHIMIOU, N.; ERPUL, G.; FIENER, P.; FREPPAZ, M. Soil erosion modelling: A global review and statistical analysis. **Science of The Total Environment**, v. 780, p. 146494, 2021.
- BORRELLI, P.; ROBINSON, D. A.; FLEISCHER, L. R.; LUGATO, E.; BALLABIO, C.; ALEWELL, C.; MEUSBURGER, K.; MODUGNO, S.; SCHÜTT, B.; FERRO, V.; BAGARELLO, V.; OOST, K. V.; MONTANARELLA, L.; PANAGOS, P. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nature Communications**.P. 1-13, 2017.

BOUYOUCOS, G. J. The Clay ratio as a criterion of susceptibility of soils to erosion. **Journal of the American Society of Agronomy**, 27, p. 738-741, 1935.

BOWEN, J. L. R.; MEZA, W. A. C. Projections towards 2050: severe impact of conversion to pitahaya crops (*Hylocereus* spp. and *Selenicereus* spp.) in the xeric forest. **Visions For Sustainability**, v. 1, n. 22, p. 409-429, 2024.

BRANCO, T. L.; ALMEIDA, C. M. DE; FRANCISCO, C. N. Modelagem Dinâmica Espacial das Mudanças de Uso e Cobertura da Terra na Região Hidrográfica da Baía da Ilha Grande-RJ: um Enfoque Sobre Comunidades Tradicionais e Unidades de Conservação. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 74, n. 1, p. 137–158, 2022.

BRASIL, J. B.; ROSA, G. Q.; RIBEIRO FILHO, J. C. Estimativa de perda de solo na bacia do açude Arneiroz II por ferramentas de geoprocessamento. **Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, v.13 n.2, p.503 – 517, 2017.

BRIASSOULIS, H. Combating Land Degradation and Desertification: the land-use planning quandary. **Land**, v. 8, n. 2, p. 1-27, 2019

BRITO NEVES, B. B.; SCHMUS, W. R. V.; ANGELIM, L. A. A. Contribuição ao conhecimento da evolução geológica do Sistema Riacho do Pontal – PE, BA, PI. **Geol. USP, Sér. cient.**, São Paulo, v. 15, n. 1, p. 55-93, 2015.

BRYCHTA, J.; PODHRÁZSKÁ, J.; ŠŤASTNÁ, M. Review of methods of spatio-temporal evaluation of rainfall erosivity and their correct application. **CATENA**, v. 217, p. 106454, 2022.

BÜDEL, J. D. “Doppelten Einebnungsflächen” in den Fenchten Tropen. *Zeits. Fur Geomorph.*, Berlim, 1 (2), p. 201-228, 1957.

BUNGE, G. Ueber den Natrongehalt der Pflanzenaschen. **Justus Liebig’s Annalen der Chemie**, v. 172, n. 1, p. 16–27, 1874.

CAI, Q. G.; WANG, H.; CURTIN, D.; ZHU, Y. Evaluation of the EUROSEM model with single event data on Steeplands in the Three Gorges Reservoir Areas, China. **CATENA**, v. 59, n. 1, p. 19–33, 2005.

CAO, Y.; HUA, L.; TANG, Q.; LIU, L.; CAI, C. Evaluation of monthly-scale soil erosion spatio-temporal dynamics and identification of their driving factors in Northeast China. **Ecological Indicators**, v. 150, p. 110187, 2023.

CAPRA, F. **A teia da vida: Uma nova compreensão científica dos sistemas vivos**. São Paulo: Cultrix, 2006.

CAPUTO, H.P. *Mecânica dos solos e suas aplicações*. 6. ed. Rio de Janeiro: LTC, 1988, 234 p.

CARVALHO, D. F.; DURIGON, V. L.; ANTUNES, M. A. H.; ALMEIDA, W. S.; OLIVEIRA, P. T. S. Predição da erosão do solo com uso da Rusle e séries temporais de NDVI do Landsat 5 TM: **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.49, n.3, p.215-224, 2014.

CARVALHO, N. O. **HIDROSEDIMENTOLOGIA PRÁTICA**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008. 500 p.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia Prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 1994. 372 p.

CASTRO, F. C. **Vulnerabilidade socioambiental à salinização dos solos na sub-bacia do Riacho do Pontal – semiárido pernambucano do Rio São Francisco**. p.242. Tese (Doutorado em Geografia) - Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2024.

CAXITO, F. A.; UHLEIN, A. Arcabouço tectônico e estratigráfico da faixa riacho do pontal, divisa pernambuco-piauí-bahia. **Geonomos**, v. 21, n. 2, p. 19-37, 2013.

CECONI, D. E.; PICCILLI, D. G. A.; BERNARDI, F.; FENSTERSEIFER, P. Analysis of vulnerability for environmental planning of a water supply basin. **Ambiente & Sociedade**. v.21, p. 1-21, 2018.

CHAVES, I. de B.; FRANCISCO, P. R. M.; LIMA, E. R. V. de; CHAVES, L. H. G. Modelagem e mapeamento da degradação da caatinga. **Revista Caatinga**, v. 28, n. 1, p.183-195, 2015.

CHEVIGNY, E.; QUIQUEREZ, A.; PETIT, C.; CURMI, P. Lithology, landscape structure and management practice changes: Key factors patterning vineyard soil erosion at metre-scale spatial resolution. **Catena**. v. 121, p. 354–364, 2014.

CHORLEY, R. J. **Geomorphology and general systems theory**. In: U.S. Geol. Survey prof. paper, v. 500-B, p. 1-10, 1962.

CHRISTOFOLETTI, A. **As Perspectivas dos Estudos Geográficos**. In: Perspectivas da Geografia. CHRISTOFOLETTI, A. (Ed.). São Paulo: DIFEL, 11-36, 1982.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo: Edgar Blüncher, 1980.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. 3ed. São Paulo: Edgar Blucher, 2015.

CHUENCHUM, P.; XU, M.; TANG, W. Predicted trends of soil erosion and sediment yield from future land use and climate change scenarios in the Lancang–Mekong River by using the modified RUSLE model. **International Soil And Water Conservation Research**, v. 8, n. 3, p. 213-227, 2020.

CLEMENTE, E. de P.; OLIVEIRA, A. P. de; FONTANA, A.; MARTINS, A. L. da S.; SCHULER, A. E.; FIDALGO, E. C. C.; MONTEIRO, J. M. G. Erodibilidade dos solos da Região Serrana do Rio de Janeiro obtida por diferentes equações de predição indireta. Embrapa Solos. **Boletim de pesquisa e desenvolvimento**, 262, 2017.

CODEVASF. **Agricultura no Vale do São Francisco**. Companhia de Desenvolvimento do vale do São Francisco e Parnaíba. Juazeiro: CODEVASF, 2022.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Pratices**. 2.ed. New York: Crc Press, 2008. 183 p.

CONTI, J. B. **A desertificação como problema ambiental**. In: Anais do III Simpósio de Geografia Física Aplicada. Nova Friburgo - RJ. v. 1, p. 189-194. 1989.

CONTO, D.; LADWIG, N. I.; MENEGASSO, J. D.; SUTIL, T. Comparação entre abordagens orientada a objetos geográficos e pixel a pixel para classificação supervisionada de imagens MSI / Sentinel-2. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 10, n. 1, p. 426-440, 2024.

CORRÊA, A. C. B.; TAVARES, B. A. C.; MONTEIRO, K. A.; CAVALCANTI, L. C. S.; LIRA, D. R. Megamorfologia e morfoestrutura do Planalto de Borborema. **Revista do Instituto Geológico**, v. 31, n. 1-2, p. 35-52, 2010.

CPRM - **Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. Geodiversidade do Estado do Piauí**. Recife/PB: CPRM, 2010. Disponível em: <https://rigeo.cprm.gov.br/jspui/handle/doc/16772>. Acesso em: nov. 2023.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; FILHO, P. H.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C. F. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. INPE: São José dos Campos, p. 124, 2001.

CUNHA, T. J. F.; PETRERE, V. G.; SILVA, D. J.; MENDES, A. M. S.; MELO, R. F.; OLIVEIRA NETO, M. B.; SILVA, M. S. L.; ALVAREZ, I. A. **Principais solos do semiárido tropical brasileiro: caracterização, potencialidades, limitações, fertilidade e manejo**. In: SÁ, I. B.; SILVA, P. C. G. (org.). *Semiárido brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação*. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2010. 402p.

CUNHA, T. J. F.; SILVA, F. H. B. B.; SILVA, M. S. L.; PETRERE, V. G.; SÁ, I. B.; OLIVEIRA NETO, M. B.; CAVALCANTI, A. C. **Solos do Submédio do Vale do São Francisco: potencialidades e limitações para uso agrícola**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2008.

D'ODORICO, P.; BHATTACHAN, A.; DAVIS, K. F.; RAVI, S.; RUNYANA, C. W. Global desertification: Drivers and feedbacks. **Advances in Water Resources**, v. 51, p. 326-344, 2013.

DANTAS, L. G.; SANTOS, C. A. C. dos; SANTOS, C. A. G.; MARTINS, E. S. P. R.; ALVES, Lincoln M. Future Changes in Temperature and Precipitation over Northeastern Brazil by CMIP6 Model. **Water**, v. 14, n. 24, p. 4118, 2022.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS-procedure for automatically calculating the USLE LS-factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51, n. 5, p. 427-433, 1996.

DIAS, E. R.; SILVA, R. M. ESTIMATIVA DO RISCO À EROSÃO DO SOLO NO MUNICÍPIO DE LUCENA - PARAÍBA. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 16, n. 54, p. 192-204, 2015.

DIODATO, J. O.; RIBEIRO, V. O. Carta de susceptibilidade erosiva da Bacia Hidrográfica do Córrego Curral de Arame, Dourados/MS. **Revista EIA**, v. 17, n. 34, p. 1-12, 2020.

DJOUKBALA, O.; MAZOUR, M.; HASBAIA, M.; BENSELAMA, O. Estimating of water erosion in semiarid regions using RUSLE equation under GIS environment. **Environ Earth Sci**, 77, 345, 2018.

DONAGEMMA, G. K.; VIANA, J. H. M.; ALMEIDA, B. G. de; RUIZ, H. A.; KLEIN, V. A.; DECHEN, S. C. F.; FERNANDES, R. B. A. Análise Granulométrica. In: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (ed.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017. pt. 1, cap. 10, p. 95-116.

DORNELLAS, P. C.; SEABRA, V. S.; XAVIER, R. A.; da SILVA, R. M. Estimativa de perdas de solo na bacia do alto Rio Paraíba, região semiárida do estado da Paraíba. **OKARA: Geografia em debate**, v.11, n.2, p. 338-350, 2017.

DORO, L.; WANG, X.; AMMANN, C.; ANTONI MIGLIORATI, M.; GRÜNWALD, T.; KLUMPP, K.; LOUBET, B.; PATTEY, E.; WOHLFAHRT, G.; WILLIAMS, J. R.; NORFLEET, M. L. Improving the simulation of soil temperature within the EPIC model. **Environmental Modelling & Software**, v. 144, p. 105140, 2021.

DREGNE, H. E. Soil erosion: cause and effect. **Land Use Policy**, v. 4, n. 4, p. 412-418, 1987.

DUARTE, T. R. Mecanismos de homogeneização da atividade científica: O caso da ciência das mudanças climáticas. **Sociedade e Estado**, v. 31, n. 3, p. 821-843, 2016.

ECO, U. **Obra aberta; forma e indeterminação nas poéticas contemporâneas**. Trad. Sebastião Uchoa Leite. Revis. Celso Lafer e Haroldo de Campos. São Paulo: Perspectiva, 1976.

EDDY, I. M. S.; GERGEL, S. E. Why landscape ecologists should contribute to life cycle sustainability approaches. **Landscape Ecology**, v. 30, n. 2, p. 215-228, 2014.

EDWARDS, K. Runoff and soil loss studies in New South Wales. Soil conservation service of New South Wales Tech. **Handbook**, n.10, 1987.

- EDWARDS, P. N. **Representing the global atmosphere: computer models, data, and knowledge about climate change.** in: MILLER, Clark A.; EDWARDS, Paul N. (Orgs.). *Changing the atmosphere: expert knowledge and environmental governance*, p. 31-65. Cambridge (MA): The MIT Press, 2001.
- ELLISON, W. D. Soil erosion studies. **Agric. Eng.**, v. 28, p. 145 – 444, 1947.
- EMBRAPA. (1994). **Atlas do meio ambiente do Brasil.** Editora Terra viva. Brasília, DF, p. 1-138.
- EMBRAPA. (2018). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** Brasília, DF, 5. ed., p. 1-356.
- EMBRAPA. (2014). **Solos do Nordeste.** Recife: Embrapa Solos, p. 1-8.
- EUROPEAN COURT OF AUDITORS, 2018: **Desertification in Europe. Background paper.** 15 pp.
- FALCÃO, C. L. C. A TEORIA GERAL DOS SISTEMAS E O ENTENDIMENTO DOS PROCESSOS EROSIVOS EM UMA BACIA HIDROGRAFIA. **Revista Equador**, v. 9, n. 4, p. 21-39, 2020.
- FALCÃO SOBRINHO, J. **O Relevo – elemento e âncora na paisagem do vale verde e cinza do rio Acaraú (Ce.).** Tese de doutorado. USP. São Paulo, 2006.
- FALLOU, F. A. (1862). *Pedologie; oder allgemeine und besondere Bodenkunde.* Dresden: Schönfeld Buchhandlung.
- FAO - Food and Agriculture Organization. 1967. La erosión del suelo por el agua. Algunas medidas para combatirla en las tierras de cultivo. **Cuadernos de fomento agropecuario da Org. de Las Naciones Unidas-FAO** Roma, n. 81, 207 p.
- FAO. (2017). **Drought & Agriculture.** Disponível em: <<http://www.fao.org/3/i7378e/i7378e.pdf>>. Acesso em: 15 ago. 2023.
- FAO. **The multi-faced role of soil in the Near East and North Africa– Policy Brief. Rome**, p.1-36, 2019. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/ca3803en/CA3803EN.pdf>>. Acesso em: 27 maio 2020.
- FARIAS, P. L. C.; VIEIRA, B. H. R. Atuação do estado de Pernambuco no combate aos efeitos da desertificação. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.12, n.02, 562-573, 2019.
- FARINASSO, M.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; GUIMARÃES, R. F.; GOMES, R. A. T.; RAMOS, V. M. Avaliação Qualitativa do Potencial de Erosão Laminar em Grandes Áreas por Meio da EUPS Equação Universal de Perdas de Solos Utilizando Novas Metodologias em SIG para os Cálculos dos seus Fatores na Região do Alto Parnaíba PI-MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 7, n. 2, 2006.
- FELLER, C.; AESCHLIMANN, J. P.; FROSSARD, E. The contribution of Friedrich Albert Fallou to modern soil science. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 185, n. 6, p. 766–772, 2022.
- FERNANDES, N. F. Modelagem em Geografia Física: Teoria, Potencialidades e Desafios. **Espaço Aberto**, v. 6, n. 1, p. 209–247, 2016.
- FERNANDEZ, C.; WU, J.Q., MCCOOL, D.K., STOCKLE, C.O. Estimating water erosion and sediment yield with GIS, RUSLE, and SEDD. **Journal of soil and water conservation**, v.58, n.3, p.128–136, 2003.
- FERREIRA JÚNIOR, A. L. G. **Medida do 137 Cs no solo na estimativa da erosão e avaliação da desertificação no Núcleo de Cabrobó.** 2017. 108 f. Tese (Doutorado) - Curso de Tecnologias Energéticas e Nucleares, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.
- FERREIRA, P. S.; SANTOS, A. M.; FERREIRA, J. M. S.; FERREIRA, H. S.; GALVÍCIO, J. D.

Análise da suscetibilidade à desertificação na bacia hidrográfica do rio pontal - Pernambuco – Brasil. **Investigaciones Geográficas**. Chile, v.53, p.37-50, 2017.

FICK, S. E.; HIJMAN, R. J. WorldClim2: New 1 km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v.37, n.12, p. 4302–4315, 2017.

FLANAGAN, D. C. et al. The Water Erosion Prediction Project (WEPP) Model. **Landscape Erosion and Evolution Modeling**, p. 145–199, 2001.

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em Sensoriamento Remoto**. 3ª edição. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 128 p.

FLORENZANO, T. G. **Geomorfologia: conceitos e tecnologias atuais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 318 p.

FLOTEMERSCH, J. E.; LEIBOWITZ, S. G.; HILL, R. A.; STODDARD, J. L.; THOMS, M. C.; THARME, R. E. A Watershed integrity definition and assessment approach to support strategic management of watersheds. **River research and applications**. v. 1671, p. 1654– 1671, 2015.

FOLLY, A.; QUINTON, J. N.; SMITH, R. E. Evaluation of the EUROSEM model using data from the Catsop watershed, The Netherlands. **CATENA**, v. 37, n. 3-4, p. 507–519, 1999.

FORNELOS, L. F.; NEVES, S. M. A. S. Uso de modelos digitais de elevação (MDE) gerados a partir de imagens de radar interferométrico (SRTM) na estimativa de perdas de solo. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 59, n. 1, 2009.

FRANCISCO, P. R. M.; CHAVES, I. B.; CHAVES, L. H. G.; OLIVEIRA, F. P. **MODELO PARA ESTIMATIVA DA VULNERABILIDADE À DESERTIFICAÇÃO**. In: Dermeval Araújo Furtado, José Geraldo de Vasconcelos Baracuh, Paulo Roberto Megna Francisco, Silvana Fernandes Neto, Verneck Abrantes de Sousa. (Org.). *Tecnologias Adaptadas para o Desenvolvimento Sustentável do Seminário Brasileiro: volume 1*. 1ed.Campina Grande: EPGRAF, 2014, v. 1, p. 161-179.

FREIRES, E. V.; SILVA NETO, C. Ângelo da; SILVA, M. T.; DUARTE, C. R.; VERISSIMO, C. U. V.; LOPES, D. N.; GOMES, D. D. M. Mapeamento da erosividade e erodibilidade da vertente úmida do Maciço de Uruburetama/CE e entorno como subsidio ao planejamento ambiental: Erosivity and erodibility mapping of the humid slope of the Uruburetama/CE Massif and surroundings as a subsidy for environmental planning. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 9, n. 2, p. 21–40, 2023.

GALDIES, C.; AZZOPARDI, D.; SACCO, A. Estimates of soil erosion rates in a principal watershed in Gozo, Malta under current and future climatic conditions. **CATENA**, v. 210, p. 105900, 2022.

GALDINO, S.; WEILL, M.A.M. Estimativa do fator topográfico (LS) da RUSLE para a bacia do alto Taquari – MS/MT, utilizando algoritmo do ângulo de inclinação limite para erosão/deposição. In. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO., 15., 2011. **Anais...** Curitiba: p.4813, 2011.

GAMA, E. S.; RAMOS, N. S. P.; CASTRO, F. C.; SANTOS, A. M. Dinâmica de antropização nas Unidade de Paisagem em uma microbacia hidrográfica do semiárido brasileiro. **Revista Pantaneira**, v. 24, p. 237-250, 2024.

GELLOGERDI, S. H.; VALI, A.; SHARIFI, M. R. Desertification simulation using wavelet and box-jenkins time series analysis based on TGSi and albedo remote sensing indices. **Journal of arid environments**, v. 219, p. 105069–105069, 2023.

GIL, M. M. L. **Análise de cenários de produção de sedimentos na relação oferta demanda hídrica da Barragem Bocaina - PI**. 2017. 251 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

- GOMES, V. P.; ARAÚJO, M. S. B.; GALVÍNCIO, J. D. Mudanças espaço-temporais no uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Pontal a partir de dados referenciais do Google Earth Pro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 7, p. 4148-4160, 2022.
- GONZÁLEZ G. A.; VILLEGAS, J. C.; CLERICI, N.; SALAZAR, J. F. Spatial-temporal dynamics of deforestation and its drivers indicate need for locally-adapted environmental governance in Colombia. **Ecological Indicators**, v. 126, p. 107695, 2021.
- GRAVELIUS, H. **FluBkunde**. Gosche'sche Verlagshandlung, Berlin, 1914.
- GUERRA, A. J. T. **Dicionário geológico-geomorfológico**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Conselho Nacional de Geografia. 8. ed. Rio de Janeiro, 1993.
- GUERRA, A. J. T. O Início do Processo Erosivo. In: SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G.M. (orgs.). **Erosão e Conservação dos Solos**: Conceitos, temas e aplicações. 8ed. Rio de Janeiro, Editora Bertrand Brasil, 2012, p.17-50.
- GUERRA, A. J. T. Processos erosivos nas encostas. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Org.). **Geomorfologia**: uma atualização de bases e conceitos. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005. cap. 4, p. 149-209.
- GUERRA, A. J. T., MENDONÇA, J. K. S. Erosão dos solos e a Questão ambiental. In: GUERRA, A. J. T. VITTE, A. C. (Orgs.). **Reflexões sobre a Geografia Física no Brasil**. 6ed. São Paulo, Bertrand Brasil, 2012. p.225-251.
- GUERRA, A. J. T.; BEZERRA, J. F. R.; JORGE, M. do C. O. Recuperação de voçorocas e de áreas degradadas, no Brasil e no mundo - estudo de caso da voçoroca do Sacavém - São Luís – MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 24, n. 00, 2023.
- HANCOCK, G. R.; OVENDEN, M.; SHARMA, K.; ROWLANDS, W.; GIBSON, A.; WELLS, T. Soil erosion – The impact of grazing and regrowth trees. **Geoderma**. v. 361, p. 1-12, 2020.
- HAREGEWEYN, N.; TSUNEKAWA, A.; TSUBO, M.; FENTA, A. A.; EBABU, K.; VANMAERCKE, M.; BORRELLI, P.; PANAGOS, P.; BERIHUN, M. L.; LANGENDOEN, E. J. Progress and challenges in sustainable land management initiatives: a global review. **Science Of The Total Environment**, v. 858, p. 160027, 2023.
- HELLDÉN, Ulf. **A Test of Landsat-2 Imagery and Digital Data for Thematic Mapping: Illustrated by an Environmental Study in Northern Kenya**. Lund: University Of Lund, 1980. 63 p.
- HIDROWEB. **Séries Históricas de Estações**. 2022. Disponível em:< <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>>. Acesso em: 25 jun. 2022.
- HOLANDA, R. M.; MEDEIROS, R. M. Classificação climática pelo método de Köppen e Thornthwaite em Bom Jesus do Piauí, Brasil. **Revista Pantaneira**, v. 16., p. 57 - 68, 2019.
- HOUGHTON, D. Trees and erosion control. **Queensland Agricultural Journal**, v. 110, n. 1, p. 9-12, 1984.
- HU, T.; WU, J. S.; LI, W. F. Assessing relationships of ecosystem services on multiscale: A case study of soil erosion control and water yield in the Pearl River Delta. **Ecological Indicators**. v. 99, p. 193–202, 2019.
- HUGGETT, R. Soil as a System. **Geophysical monograph**, p. 1–20, 2021.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades**. Disponível em:< <https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 07 de fevereiro de 2022.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **PIB por Município**. 2021. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9088-produto-interno-bruto-dos-municipios.html?t=piib-por-municipio&c=2611101>>. Acesso em: 08 de fevereiro de 2022.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico de pedologia. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais**. Rio de Janeiro: IBGE, 3. ed., n. 4, p. 1-425, 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa da Pecuária Municipal. Panorama geral da pecuária**. 2020. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/84/ppm_2020_v48_br_informativo.pdf>. Acesso em 08 de fevereiro de 2022.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa da Pecuária Municipal. Produção agropecuária**. 2022. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/ovino/pe>>. Acesso em 25 de Julho de 2024.

IMAMOGLU, A.; DENGIZ, O. Determination of soil erosion risk using RUSLE model and soil organic carbon loss in Alaca catchment (Central Black Sea region, Turkey). **Rendiconti Lincei**, v. 28, n. 1, p. 11–23, 2016.

INCRA – Instituto Nacional de Reforma Agrária. 2006. **Manual de obtenção de terras e perícia judicial**. 140p.

ISLAM, W; ZENG, F; ALOTAIBI, M. O.; KHAN, Khalid Ali. Unlocking the potential of soil microbes for sustainable desertification management. **Earth-Science Reviews**, v. 252, p. 104738, maio 2024.

JACKSON, M. L. **Soil Chemical Analysis**. Prentice-Hall, INC. Englewood Cliffs, New York, USA. 1962.

JACOMINE, P. T. K. Solos sob caatinga: características e uso agrícola. In: ALVAREZ V., V. H.; FONTES, L. E. F.; FONTES, M. P. F. (Ed.). **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa: SBCS: UFV, 1996. p. 96-111.

JENNY, H. **Factors of soil formation - A System of Quantitative Pedology**. New York: Dover Publications Inc, 1941. 281p.

JUNIOR, L. M. C.; MEDEIROS, M. G.; NUNES, A. M. M.; MACIEIRA, M. L. L.; FONSECA, M. B. Avaliação do uso do solo e dos recursos florestais no semiárido do estado da Paraíba. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 1, p. 72, 6 abr. 2020.

KÄMPF, N.; CURI N. **Formação e evolução do solo (Pedogênese)**. In: Ker JC, Curi N, Schaefer CEGR, Torrado PV, editores. **Pedologia: Fundamentos**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; 2012. p.207-302.

KARAVITISA, C. A.; TSESMELISA, D. E.; OIKONOMOUB, P. D.; KAIRISA, O.; KOSMASA, C.; FASSOULIA, V.; RITSEMAC, C.; HESSELD, R.; JETTENE, V.; MOUSTAKASA, N.; TODOROVICA, B.; SKONDRASA, N. A.; VASILAKOUA, C.; ALEXANDRISA, G. S.; KOLOKYTHAF, E.; STAMATAKOSA, D. V.; STRICEVICG, R.; CHATZIGEORGIADISH, E.; BRANDTI, J.; GEESONI, N.; QUARANTA, G. A. desertification risk assessment decision support tool (DRAST). **CATENA**. v. 187, p. 1-13, 2020.

KARMAKAR, R.; DAS, I.; DUTTA, D.; RAKSHIT, A. Potential Effects of Climate Change on Soil Properties: A Review. **Science International**. v. 4, n. 2, p. 51-73, 2016.

KHAN, A.; AITKENHEAD, M.; STARK, C. R.; JORAT, M. E. Optimal sampling using Conditioned Latin Hypercube for digital soil mapping: An approach using Bhattacharyya distance. **Geoderma**, v. 439, p. 116660–116660, 2024.

KINDU, M.; SCHNEIDER, T.; DÖLLERER, M.; TEKETAY, D.; KNOKE, T. Scenario modelling of land use/land cover changes in Munessa-Shashemene landscape of the Ethiopian highlands. **Science of The Total Environment**, v. 622-623, p. 534–546, 2018.

KING, L. C. Canons of landscape Evolution. **Bulletin of the Geological Society of America**, v. 64, p. 721-752, 1953.

KNISEL, W. G. **CREAMS: a field-scale model for chemicals, runoff and erosion for agricultural management systems**. Washington, United States Department of Agriculture, 1980. 640 p.

KOMISSAROV, M.; FOMICHEVA, D.; ZHIDKIN, A.; YUDINA, A. Variations in soil erodibility (K-factor) for the Chernozems depending on the method of texture determination. **Methodsx**, v. 13, p. 102876, 2024.

LADISA, G.; TODOROVIC, M.; LIUZZI, G. T. A GIS-based approach for desertification risk assessment in Apulia region, SE Italy. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 49, p. 103–113, 2012.

LANDIS, J.; KOCH, G. The measurement of observer agreement for categorical data, Washington, USA. **Biometrics**, Nova York, v.33, n.1, p.159-174, 1977.

LE MOIGNE, J.L. (1984). **Qu'est-ce qu'un modele?**. *Confrontation Psychriatique*, 3, p.11-36.

LEAL, J. M. **Proposta metodológica para mapeamento da vulnerabilidade à perda de solos: estudo de caso da bacia hidrográfica do Rio Marataoan, Piauí**. 2024. 159 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Instituto de Estudos Socioambientais, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2024.

LEPRUN, J. C. **Primeira avaliação das águas superficiais do Nordeste**. Relatório de fim de convênio de manejo e conservação de solos do Nordeste brasileiro. Recife: SUDENE, 1983. p.91-141

LEPSCH, I. F. **Formação e Conservação dos Solos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002, 178 p.

LEPSCH, I. F. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 4ª aproximação, 2ª impressão rev. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1991. 175 p.

LEPSCH, I. F. **19 Lições de Pedologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 456p.

LI, Z.; FANG, H. Impacts of climate change on water erosion: a review. **Earth-Science Reviews**, v. 163, p. 94-117, 2016.

LI, Z.; JIAO, L.; ZHANG, B.; XU, G.; LIU, J. Understanding the pattern and mechanism of spatial concentration of urban land use, population and economic activities: a case study in wuhan, china. **Geo-Spatial Information Science**, v. 24, n. 4, p. 678-694, 2021.

LIAQAT, S. et al. A Review and Comparison of the State-of-the-Art Techniques for Atrial Fibrillation Detection and Skin Hydration. **Frontiers in Communications and Networks**, v. 2, 2021.

LIMA, G. S. A. **Cenário sobre a Perda de Solos na Região Metropolitana de Goiânia e Alternativas para Mitigação**. 2018. 1 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (CIAMB), Goiânia, 2018.

LIMA, J. S.; CAMPOS, A. B. O conteúdo solos na Base Nacional Comum Curricular (BNCC) do ensino fundamental: uma análise crítica. **Terra e Didática**, Campinas, SP, v. 18, n. 00, p. e022025, 2022.

LIMA, J. R. **Desertificação no contexto da convivência com o semiárido**. ESPECIAL: DESERTIFICAÇÃO E SEMI-ÁRIDO, 2005.

- LIMA, M. C. G.; SOUZA, T. E. M. S.; COSTA, V. S. O.; LIMA, C. E. S.; REIS, J. V.; SOUZA, W. M. Avaliação do padrão hidroclimático e da erosividade no Sertão de Pernambuco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 5, p. 1757, 2019.
- LIMA, P. C. F.; LIMA, J. L. S.; LIMA, A. Q. **Regeneração natural em área degradada por mineração de cobre, no semi-árido brasileiro**. In: Anais do 53º Congresso Nacional de Botânica e da 25ª Reunião Nordestina de Botânica, p. 377, UFRPE e UFPE, Recife, 2002.
- LIMA, R. J.; DE SOUSA, E. P. Desenvolvimento rural dos municípios da Região Integrada Petrolina (PE) - Juazeiro (BA). **Cadernos de Ciências Sociais Aplicadas**, v. 14, n. 23, p. 1-18, 2017.
- LIMA, W. P.; ZAKIA M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES; R.R.; LEITÃO FILHO; H.F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p.33-43.
- LISBOA, G. S.; SOUSA, P. R.; BEZERRA, J. F. R.; PEREIRA, R. C. C.; SILVA, Q. D. A Epistemologia da Geografia e a Abordagem Sistêmica nos Estudos dos Processos Erosivos. **Revista Percursos – NEMO**, Maringá, v. 12, n.2, p. 05- 21, 2020.
- LIU, C.; LI, H.; XU, J.; GAO, W.; SHEN, X.; MIAO, S. Applying Convolutional Neural Network to Predict Soil Erosion: A Case Study of Coastal Areas. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v. 20, n.3, p. 2513, 2023.
- LIU, R. Effects of Land Reclamation on Cultivated Land Benefit and Grain Yield. **Academic Journal of Science and Technology**, v. 3, n. 2, p. 150–152, 2022.
- LIU, Y. F.; DUNKERLEY, D.; LÓPEZ-VICENTE, M.; SHI, Z.-H.; WU, G. L. Trade-off between surface runoff and soil erosion during the implementation of ecological restoration programs in semiarid regions: A meta-analysis. **Science of the Total Environment**. v. 712, p.1-24, 2020.
- LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W.C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia, Campinas**, 51(2):189-196, 1992.
- LOPES, I.; RAMOS, C. M. C.; LEAL, B. G.; SILVA, D. A. O. Caracterização ambiental espaço-temporal da Bacia Hidrográfica do Rio Pontal no Estado de Pernambuco. **Revista Ambientale**, v.11, nº 1, p.34-45, 2019.
- LOPES, L. G. N.; SILVA, A.; GOURLART, A. C. O. A Teoria Geral do Sistema e suas aplicações nas ciências naturais. **Natureza on line**. V. 13, n. 1, p. 1-5, 2015.
- LÓPEZ BERMÚDEZ, F. **Desertificación: magnitud dei problema y estado actual de lãs investigaciones**. in: GUTIERREZ, M.; PENA, J. L. Perspectivas en Geomorfología. Espanha: Sociedad Española de Geomorfología, 1988.
- LORENZON, A. S.; RIBEIRO, C. A. A. S.; SANTOS, A. R.; CASTRO, N. L. M.; MARCATTI, G. E.; DOMINGUES, G. F.; TEIXEIRA, T. R.; SILVA, E.; SOARES, V. P.; MENEZES, S. J. M. C.; TELLES, L. A. A.; MOTA, P. H. S. A new methodology for royalties distribution of the Itaipu hydroelectric plant: The hydrographic basin as the unit of analysis. **Journal of Environmental Management**. v. 217, p. 710-717, 2018.
- LUCENA, J. A.; NÓBREGA, R. S.; WANDERLEY, L. S. A. Aspectos temporais, espaciais e rítmicos da variabilidade pluviométrica no Núcleo de Desertificação de Cabrobó/PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.10, n. 6, 1784-1801, 2017.
- MACHADO, D. F. T.; CASTRO, S. S.; LADEIRA, F.; S.; B. A Geopedologia como abordagem metodológica para o levantamento de solos: uma breve discussão. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.23, n.4, 2022.

MANABE, S. Role of greenhouse gas in climate change. **Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography**, v. 71, n. 1, p. 1–13, 2019.

MARENGO, J. A., BERNASCONI, M. Regional differences in aridity/drought conditions over Northeast Brazil: present state and future projections. **Climatic Change**, v.129, n.1, p.103–115, 2015.

MARONDEDZE, A. K.; SCHÜTT, B. Assessment of Soil Erosion Using the RUSLE Model for the Epworth District of the Harare Metropolitan Province, Zimbabwe. **Sustainability**, v. 12, n. 20, p. 8531, 2020.

MARQUES, F.; NASCIMENTO, A. F.; ARAUJO FILHO, J. C.; SILVA, A. B. Solos do Nordeste. **Embrapa Solos-Fôlder/Folheto/Cartilha (INFOTECA-E)**, 2014.

MARTÍNEZ-MURILLO, J. F.; REMOND, R.; RUIZ-SINOYA, J. D. Validation of RUSLE K factor using aggregate stability in contrasted mediterranean eco-geomorphological landscapes (southern Spain). **Environmental Research**, v. 183, p. 109160, 2020.

MARTINS, J. S.; SOUZA, E. M. F. R.; RICHTER, M. MODELAGEM DE CENÁRIOS FUTUROS DA EXPANSÃO URBANA EM PARATY-RJ BASEADOS EM AUTÔMATOS CELULARES. **GEographia**, v. 26, n. 56, 2024.

MAS, J. F.; KOLB, M.; PAEGELOW, M.; CAMACHO OLMEDO, M. T.; HOUET, T. Inductive patternbased land use/cover change models: A comparison of four software packages. **Environmental Modelling & Software**, Amsterdã, Holanda, v. 51, p. 94–111, 2014.

MATALLO JUNIOR, H. **Glossário de Termos e Conceitos usados no Contexto da UNCCD**. Brasília: MMA, 2009.

MATHIEU, C.; LOZET, J. **Dictionnaire encyclopédique de science du sol**. Lavoisier. 5ed. Paris, FRANCE, 2011. 733p.

MATRICARDI, E. A. T.; AGUIAR, A. S.; MIGUEL, E. P.; ANGELO, H.; GASPAR, R. O. Modelagem do desmatamento na região do MATOPIBA. **Nativa**, v. 6, n. 2, p. 198-206, 2018.

MCBRATNEY, A. B.; ODEH, I. O. A.; BISHOP, T. F. A.; DUNBAR, M. S.; SHATAR, T. M. An overview of pedometric techniques for use in soil survey. **Geoderma**, Amsterdam, v. 97, n. 3-4, p. 293-327, 2000.

MCCOOL, D. K.; FOSTER, G. R.; RENARD, K. G.; YODER, D. C.; WEESIES, G. A. Revised Slope Length Factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, v. 32, n. 5, p. 1571–1576, 1989.

McKAY, M.D.; BECKMAN, R.J. & CONOVER, W.J. A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code. **Technometrics**, 21:239-245, 1979.

MEDEIROS, T. D. S. **Dinâmica Geomorfológica e Suscetibilidade Erosiva na Bacia Hidrográfica do Rio Barra Nova, Região do Seridó, Nordeste do Brasil**. 2021. 97 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geografia, Programa de Pós-Graduação em Geografia - Geoceres, - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Caicó, 2021.

MELLO, C. R.; VIOLA, M. R.; OWENS, P. R.; MELLO, J. M.; BESKOW, S. Interpolation methods for improving the RUSLE R-factor mapping in Brazil. **Journal of Soil and Water Conservation**. v. 70, n. 3, p. 182-197, 2015.

MENDOZA, M. E.; GRANADOS, E. L.; GENELETTI, D.; PÉREZ-SALICRUP, D. R.; SALINAS, V. Analysing land cover and land use change processes at watershed level: A multitemporal study in

the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975–2003). **Applied Geography**, v. 31, n. 1, p. 237–250, 2011.

MEYER, L. D.; FOSTER, G. R.; RÖMKENS, M. J. M. 1975. Source of soil eroded by water from upland slopes. In: PRESENT AND PROSPECTIVE TECHNOLOGY FOR PREDICTING SEDIMENT YIELDS AND SOURCES, 1, 1972, Oxford. **Proceedings...** Oxford: United States Agricultural Research Service, 1975. p. 177-189.

MIHI, A.; GHAZELA, R.; WISSAL, D. Mapping potential desertification-prone areas in North-Eastern Algeria using logistic regression model, GIS, and remote sensing techniques. **Environmental Earth Sciences**, v. 81, n. 15, 2022.

MINASNY, B.; MCBRATNEY, A. B. A conditioned Latin hypercube method for sampling in the presence of ancillary information. **Computers & Geosciences**, v. 32, n. 9, p. 1378-1388, 2006.

MIRANDA, E. E.; (Coord.). **Brasil em Relevô**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 25 Mar. 2022.

MIRANDA, R. Q.; GALVÍNCIO, J. D.; MORAIS, Y. C. B.; MOURA, M. S. B.; JONES, C. A.; SRINIVASAN, R. Dry forest deforestation dynamics in BRAZIL'S pontal basin. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 2, p. 385–395, jun. 2018.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca: PANBRASIL**. Edição Comemorativa dos 10 anos da Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca – CCD. Brasília: MMA, 2004. 225p.

MOHAMMAD BASRI, E.; MOHAMAD ADAM, O.; TEH, S. Y.; WAN MAZNAH, W. O. Identification of critical erosion prone areas in Temengor Reservoir Basin using Universal Soil Loss Equation (USLE) and Geographic Information System (GIS). **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v.380, n.1, p.1755-1315, 2019.

MOLIN, P. G. **Dynamic modeling of native vegetation in the Piracicaba River basin and its effects on ecosystem services**. Tese de Doutorado, Programa: Forest Resources. Option in: Forest Ecosystem Preservation, USP, p.1 148, 2014.

MONTAÑOLA-SALES, C.; GARCIA, J. C.; KAPLAN-MARCUSÁN, A.; CELA-ESPÍN, J. M. 2014. **Demographic Agent-Based Simulation of Gambians Immigrants in Spain**. In Advances in Computational Social Science and Social Simulation, Proceedings of the Social Simulation Conference, Barcelona, p.1-5, 2014, Spain.

MORAIS, R., C.; SALES, M., L. Estimativa do Potencial Natural de Erosão dos Solos da Bacia Hidrográfica do Alto Gurguéia, Piauí-Brasil, com uso de Sistema de Informação Geográfica. **Caderno de Geografia**, v.27, v. 1, 2017.

MORGAN, R. P. C.; QUINTON, J. N.; SMITH, R. E.; GOVERS, G.; POESEN, J. W. A.; AUERSWALD, K.; CHISCI, G.; TORRI, D.; STYCZEN, M. E. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 23, n. 6, p. 527–544, 1998.

NASCIMENTO, C. E. S. **Comportamento invasor da algarobeira Prosopis juliflora (Sw) DC. nas planícies aluviais da caatinga**. 2008. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

NASCIMENTO, D. T. F.; LUIZ, G. C.; OLIVEIRA, I. J. Panorama dos sistemas de classificação climática e as diferentes tipologias climáticas referentes ao estado de Goiás e ao Distrito Federal (Brasil). **Élisée, Rev. Geo. UEG – Porangatu**, v.5, n.2, p.59-86, 2016.

NASCIMENTO, F. R. **Degradação ambiental e desertificação no Nordeste Brasileiro: o contexto da Bacia Hidrográfica do rio Acaraú - CE**. 2006. 325 f. (Tese de doutorado em Geografia). Instituto de Geociências, UFF: Niterói. 2006.

NASCIMENTO, F. R. Desertificación—Diccionario de desarrollo regional y cuestiones conexas. **Diccionario de Desarrollo Regional y Cuestiones Conexas**, v. 2, p. 245-249, 2021.

NASCIMENTO, F. R. Método e Operacionalidades na Relação Ambiental entre Bacias Hidrográficas e Áreas Suscetíveis à Desertificação na América Latina e Brasil. **Revista do Núcleo de Meio Ambiente da UFPA**, v. 1, p. 1-18, 2017.

NASCIMENTO, F. R. Os semiáridos e a desertificação no Brasil. **REDE - Revista Eletrônica do PRODEMA**, Fortaleza, v. 9, n. 2, p. 07-26, 2016.

NASCIMENTO, F. R. **Global Environmental Changes, Desertification and Sustainability**. Springer Nature, 2023.

NASCIMENTO, R. Q.; SANTOS, J. Y. G. (2019). **Perdas de solo na Bacia do Rio das Fêmeas, Bahia**. in Anais do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídrico, Foz do Iguaçu, 2019.

NEARING, M. A.; FOSTER, G. R.; LANE, L. J.; FINKNER, S. C. A Process-Based Soil Erosion Model for USDA-Water Erosion Prediction Project Technology. **Transactions of the ASAE**, v. 32, n. 5, p. 1587–1593, 1989.

NEARING, M. A.; PRUSKI, F. F.; NEAL, M. R. Expected climate change impacts on soil erosion rates: A review. **Journal of Soil and Water Conservation**, 59, 1, 43-50, 2004.

NERES, D. R.; SANTOS, J. P.; VICENTE, M. R.; SANTOS, R. M.; LUCAS, P. O. Efeitos das mudanças climáticas na região norte de Minas Gerais. **Revista Mineira de Recursos Hídricos**, Belo Horizonte, v. 6, p. e025001, 2025.

NIKIFOROFF, C. C. (1959). **Reappraisal of the soil**. Science, 129, 186–196.

OLIKA, G.; FIKADU, G.; GEDEFA, B. GIS based soil loss assessment using RUSLE model: A case of Horo district, western Ethiopia. **Heliyon**, v. 9, n. 2, p. e13313, 2023.

OLIVEIRA, D. D. O conceito de solo sob o olhar de crianças do ensino fundamental em escolas de São Paulo-SP. **Ciência e Natura**, v. 36, n. 3, 2014.

OLIVEIRA, P. D. D.; LIMA, M. S. M. C. Situação econômica da fruticultura irrigada no submédio do São Francisco: avaliação dos últimos anos. **Revista Ibero-Americana de Humanidades, Ciências e Educação**, v. 7, n. 6, p. 823–842, 2021.

OLIVEIRA, P. J. L. **Métricas de paisagem e serviços ecossistêmicos: uma abordagem geocológica na ESEC-Seridó e zona de amortecimento, NE – Brasil**. 2022. 139 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geografia, Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2022.

OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M. A. Rainfall erosivity in Brazil: a review. **CATENA**, v. 100, p. 139-147, 2012.

OLIVEIRA, U.; SOARES-FILHO, B.; LEITÃO, R. F. M.; RODRIGUES, H. O. BioDinamica: a toolkit for analyses of biodiversity and biogeography on the Dinamica-EGO modelling platform. **PeerJ**, v. 7, p. e7213, 2019.

OLIVEIRA, V. A.; MELLO, C. R.; DURÃES, M. F.; SILVA, A. M. Vulnerabilidade dos solos à erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Verde, sul de Minas Gerais. **Ciência e agrotecnologia**, Lavras, v.38, n.3, p. 262-269, 2014.

OZSOY, G.; AKSOY, E.; DIRIM, M. S.; TUMSAVAS, Z. Determination of soil erosion risk in the Mustafakemalpasa River Basin, Turkey, using the Revised Universal Soil Loss Equation, Geographic Information System, and Remote Sensing. **Environmental Management**, v.50, n.4, p.679-694, 2012.

PAIVA, E. M. C. Evolução de processo erosivo acelerado em trecho do Arroio Vacacai Mirim. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, RS, v. 6, n. 2, p. 129-135, 2001.

PAIVA, M. H. R.; CARMO, D. D. F.; PRADO, R. B. Avaliação do impacto de iniciativas conservacionistas no serviço ecossistêmico de controle à erosão hídrica. **Brazilian Journal of Production Engineering**, v. 5, n. 2, 44-55, 2019.

PALERMO, X.; REYREN, N.; MESORACA, S.; SAMOKHVALOV, A. V.; COLLIN, S.; GODEL, F.; SANDER, A.; BOUZEHOUE, K.; SANTAMARIA, J.; CROS, V. Tailored Flux Pinning in Superconductor-Ferromagnet Multilayers with Engineered Magnetic Domain Morphology From Stripes to Skyrmions. **Physical Review Applied**, v. 13, n. 1, 2020.

PANAGOS, P.; BALLABIO, C.; HIMICS, M.; SCARPA, S.; MATTHEWS, F.; BOGONOS, M.; POESEN, J.; BORRELLI, P. Projections of soil loss by water erosion in Europe by 2050. **Environmental Science & Policy**, v. 124, p. 380-392, 2021.

PANAGOS, P.; STANDARDI, G.; BORRELLI, P.; LUGATO, E.; MONTANARELLA, L.; BOSELLO, F. Cost of agricultural productivity loss due to soil erosion in the European Union: From direct cost evaluation approaches to the use of macroeconomic models. **Land Degradation & Development**. v. 29, 3 eds., p. 471–484, 2018.

PANDEY, A.; CHOWDARY, V. M.; MAL, B.C. Identification of critical erosion prone areas in the small agricultural watershed using USLE, GIS and remote sensing. **Water Resources Management**, v.21, n.4, p.729-746, 2017.

PARK, G. N. Variation in Soil Water and Soil Air Contents Associated with a Vegetation-Soil Sequence in the Tararua Mountains, New Zealand. **Proceedings (New Zealand Ecological Society)**, v. 19, p. 57–64, 1972.

PATIL, M.; DALAL, P. H.; SALIFU, E.; IYER, K. K. R.; DAVE, T. N. Biostabilization of soils as sustainable pathway for anti-desertification: Present and future perspectives. **Materials Today: Proceedings**, [S.L.], p.1-9, 2023.

PENA, S. B.; ABREU, M. M.; MAGALHÃES, M. R.; CORTEZ, N. Water erosion aspects of land degradation neutrality to landscape planning tools at national scale. **Geoderma**, v. 363, p. 114093, 2020.

PERPÉTUO, M. P.; AMARAL, W. S.; COSTA, F. G.; UCHÔA FILHO, E. C.; SOUSA, D. F. M. Geochemistry of the Serra das Melancias Pluton in the Serra da Aldeia Suite: a classic post-collisional high Ba-Sr granite in The Riacho do Pontal Fold Belt, NE Brazil. **Brazilian Journal of Geology**, v. 46, n. 2, p. 221–237, 2016.

PES, L. Z.; GIACOMINI, D. A. **Conservação do Solo**. Santa Maria - Rs: Rede E-Tec Brasil, 2017. 70 p.

PHAM, T. G.; DEGENER, J.; & KAPPAS, M. Integrated universal soil loss equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for soil erosion estimation in A Sap basin: Central Vietnam. **International Soil and Water Conservation Research**. v. 6, n. 2, p. 99-110, 2018.

PIMENTEL, R. M. M. Cientistas de PE falando para o mundo: João de Vasconcellos Sobrinho. **Revista Inovação e Desenvolvimento**, v.1, n.8, p. 27 - 31, 2022.

PINSON, A. O.; AUBUCHON, J. S. A new method for calculating C factor when projecting future soil loss using the Revised Universal soil loss equation (RUSLE) in semi-arid environments. **CATENA**, v. 226, p. 107067, 2023.

PNUD; IPEA; FJP. **O Índice de Desenvolvimento Humano Municipal Brasileiro**.

Brasília: PNUD Brasil, 2013. 96 p. Série Atlas do Desenvolvimento Humano no

Brasil 2013. Disponível em: <

<https://onedrive.live.com/?authkey=%21ACddA8H561THb9g&id=124653557C0404EC%2122995&cid=124653557C0404EC&parId=root&parQt=sharedby&o=OneUp>>. Acesso em: 18 jan. 2025.

PONTIUS, R. G.; CORNELL, J. D.; HALL, C. A. Modeling spatial pattern of land-use change with geomod2: application and validation for Costa Rica. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.85, n 1-3, p. 191-203, 2001.

POUQUET, J. **Initiation géopédologique. Les sols et la géographie**. Paris: SEDES, 1966. 267p.

PRÁVĚLIE, R. Drylands extent and environmental issues. A global approach. **Earth-Science Reviews**, v. 161, p. 259–278, 2016.

PRINCIPI, P. **Geopedologia (Geologia Pedologica). Studio dei terreni naturali ed agrari**. Roma: Ramo Editoriale degli Agricoltori, 1953. 557p.

QUEIROZ, K. B.; RIBEIRO, G. N.; FRANCISCO, P. R. M.; SILVA, V. F.; SANTOS, D. Potencial natural de erosão e limite de tolerância de perdas de solo na bacia hidrográfica do açude do Namorado, Paraíba. **Revista Geama**, v. 7, n. 3, p. 36–48, 2021.

QUEIROZ, S. N.; OJIMA, R.; CAMPOS, J.; FUSCO, W. Migração em cidades médias do interior nordestino: a atração migratória como elemento distintivo. **Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais**, v. 22, 2020.

QUEIROZ, T. B.; SOUSA, R. S.; BALDIN, T.; BATISTA, F. J.; MARCHESAN, J.; PEDRALI, L. D.; PEREIRA, R. S. AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA CLASSIFICAÇÃO DO USO E COBERTURA DA TERRA A PARTIR DE IMAGENS LANDSAT 8 E RAPIDEYE NA REGIÃO CENTRAL DO RIO GRANDE DO SUL. **Geociências**, v. 36, n. 3, p. 569-578, 2017

RADAM BRASIL. **Levantamento dos recursos naturais de parte das folhas SC-23 Rio São Francisco e SC-24 Aracaju**. Rio Janeiro, Escala 1:1000.000, MME, 1973.

RAHADIAN, H.; BANDONG, S.; WIDYOTRIATMO, A.; JOELIANTO, E. Image encoding selection based on Pearson correlation coefficient for time series anomaly detection. **Alexandria Engineering Journal**, v. 82, p. 304-322, 2023.

RAHMA, A. E.; WARRINGTON, D. N.; LEI, T. Efficiency of wheat straw mulching in reducing soil and water losses from three typical soils of the Loess Plateau, China. **International Soil and Water Conservation Research**. v.7, 4 ed., p. 335-345, 2019.

REN, X.; DAI, P.; PERVEEN, A.; TANG, Q.; ZHAO, L.; JIA, X.; LI, Y.; LI, C. Effects of chronic glyphosate exposure to pregnant mice on hepatic lipid metabolism in offspring. **Environmental Pollution**, v. 254, p. 112906, 2019.

REN, Y.; LIU, X.; ZHANG, B.; CHEN, X. Sensitivity Assessment of Land Desertification in China Based on Multi-Source. **Remote Sensing**, v. 15, n. 10, p. 2674–2674, 2023.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). **Agriculture Handbook**, usda n.703, p. 1-384, 1998.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; MCCOOL, D.K.; YODER, D. C. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. Washington: USDA, 1997. 404 p.

RIZZATTI, M.; LAMPERT BATISTA, N.; CEZAR SPODE, P. L.; BOUVIER ERTAL, D.; MAURO DE FARIA, R.; VOLPATO SCOTTI, A. A.; TRENTIN, R.; PETSCH, C.; TURBA COSTA, I.; QUOOS, J. H. Mapeamento da COVID-19 por meio da densidade de Kernel. **Metodologias e Aprendizado**, v. 3, p. 44–53, 2020.

RODRIGUES, V. **Aspectos conceituais da desertificação**. In: SEMINÁRIO SOBRE DESERTIFICAÇÃO NO NORDESTE. Documento final. Brasília, 1986. p.26-27.

SÁ, A. S. C. **Doce de leite branco de Afrânio: diagnóstico do cenário e proposta do caderno de especificações técnicas para a indicação geográfica**. 2019. Dissertação (Mestrado em Propriedade Intelectual e Transferência de Tecnologia para a Inovação) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.

SÁ, I. B.; FOTIU, G.A; RICHÉ, G.R. 1994. **Degradação ambiental e reabilitação natural no trópico semi-árido**. In: Anais Conferência Nacional e Seminário Latino-Americano da Desertificação, CONSLAD. Fundação Esquel Brasil, Fortaleza, CE.

SAKIZADEH, M.; MILEWSKI, A.; SATTARI, M. T. Analysis of Long-Term Trend of Stream Flow and Interaction Effect of Land Use and Land Cover on Water Yield by SWAT Model and Statistical Learning in Part of Urmia Lake Basin, Northwest of Iran. **Water**, v. 15, n. 4, p. 690, 2023.

SALGADO, M. P. G.; FORMAGGIO, A. R.; RUDORFF, B. F. T. AVALIAÇÃO DOS DADOS SRTM APLICADOS À MODELAGEM DO FATOR TOPOGRÁFICO DA USLE. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 64, n. 5, p. 429-442, 2012.

SALIH, A.; HASSABALLA, A. A.; GANAWA, E. Mapping desertification degree and assessing its severity in Al-Ahsa Oasis, Saudi Arabia, using remote sensing-based indicators. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 14, n. 3, 2021.

SANTOS, A. M.; GALVÍNCIO, J. D. Mudanças climáticas e cenário de susceptibilidade ambiental à desertificação em municípios do estado de Pernambuco. **Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia**, v. 5, n.13, p.66 – 83, 2013.

SANTOS, F. M.; PELINSON, N. DE S.; DE OLIVEIRA, R. P.; DI LOLLO, J. A. Using the SWAT model to identify erosion prone areas and to estimate soil loss and sediment transport in Mogi Guaçu River basin in Sao Paulo State, Brazil. **CATENA**, v. 222, p. 106872, 2023.

SANTOS, J. M. F. F. **Diversidade e abundância inter-anual no componente herbáceo da caatinga: paralelos entre uma área preservada e uma área antropizada em regeneração natural**. 2010. 78 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Botânica, Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2010.

SANTOS, K. P.; SANTOS, A. M. dos. Uso da terra, cobertura vegetal e desertificação no Projeto de Irrigação N11 - Petrolina - Pernambuco. **Terr@ Plural**, v. 13, n. 2, p. 385–399, 2019.

SANTOS, A. M.; SILVA, C. F. A.; MELO, S. N.; ALMEIDA JUNIOR, P. M.; BUENO, L. F. Influence of deforestation inside and outside indigenous lands in the Brazilian Amazon Biome. **Regional Environmental Change**, v. 22, n. 2, p. 1-7, 2022

SANTOS, R. B.; ALMEIDA, A. Q.; SANTOS, W. A. (2019). **Estimativas de Perdas de Solo para Diferentes Cenários de Cobertura Vegetal na Bacia Hidrográfica do Rio Piauitinga-SE**. Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ. 42, p.672-681.

SANTOS, S. A.; CASTRO, F. C.; SANTOS, A. M.; OLIVEIRA, I. J. **Vulnerabilidade à perda de solos no município de Afrânio: semiárido do estado de pernambuco**. In: XV ENANPEGE, 2023, Palmas - TO. Anais do XV ENANPEGE. Campina Grande: Realize Editora, 2023.

SANTOS, S. A.; SANTOS, A. M. Panorama da susceptibilidade à erosão dos solos em municípios do semiárido de Pernambuco. **Revista Equador**, v. 10, n. 3, p. 1-25, 2021.

- SANTOS, S. V. O.; SILVA, A. S. **Pedologia e o Ensino de Geografia**. In: Cristiane Cardoso; Michele Souza da Silva. (Org.). *A Geografia Física: Teoria e prática no ensino de Geografia*. 1ed. Curitiba: Appris, 2018, v. 1, p. 57-79.
- SCHUMM, S. A. **The Fluvial System**. New York: John Wiley & Sons. 1977.
- SCHULZ, K.; VOIGT, K.; BEUSCH, C.; ALMEIDA-CORTEZ, J.S.; KOWARIK, I.; WALZ, A.; CIERJACKS, A. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**. v. 367, p. 62-70, 2016.
- SHACKLEY, S; WYNNE, B. Integrating knowledges for climate change: pyramids, nets and uncertainties. *Global Environmental Change*, v. 5, n. 2, p. 113-126, 1995.
- SHAO, W.; WANG, Q.; GUAN, Q.; ZHANG, J.; YANG, X.; LIU, Z. Environmental sensitivity assessment of land desertification in the Hexi Corridor, China. **CATENA**, v. 220, p. 106728, 2023.
- SHARMA, L. K.; RAJ, A.; SOMAWAT, K. Spatio-temporal assessment of Environmentally Sensitive Areas (ESA) in The Thar Desert India, to combat desertification under UNCCD framework. **Journal of Arid Environments**, v. 194, p. 104609, 2021.
- SHI, W.; CHEN, T.; YANG, J.; LOU, Q.; LIU, M. An improved MUSLE model incorporating the estimated runoff and peak discharge predicted sediment yield at the watershed scale on the Chinese Loess Plateau. **Journal of Hydrology**, v. 614, p. 128598, 2022.
- SILVA, A. A.; OLIVEIRA, A. P. G.; PARANHOS FILHO, A. C.; GRIGIO, A. M. **Uso do eCognition 8.9 para classificação de Imagem de satélite de alta resolução**. 1. ed., Mossoró: EDUERN, 2016, 106p.
- SILVA, A. K. O.; SILVA, H. P. O processo de desertificação e seus impactos sobre os recursos naturais e sociais no município de Cabrobó – Pernambuco – Brasil. **PRACS**, v. 8, n. 1, p. 203-215, 2015.
- SILVA, D. F.; BARBOSA NETO, M. V.; MIRANDA, M. R. B.; SILVA, J. F. L. Análise do potencial de perda de solo da área da bacia hidrográfica do rio Jaboatão-PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 4, p. 2025-2041, 2022.
- SILVA, E. R. A. C.; MIRANDA, R. Q.; FERREIRA, P. S.; GOMES, V. P.; GALVÍNCIO, J. D. Estimativa do Estresse Hidrológico na Bacia Hidrográfica do Riacho do Pontal-PE. **Caderno de Geografia**, v.26, n.47, 2016.
- SILVA, F. B. R. et al. **Zoneamento agroecológico de Pernambuco - Zape**. Recife: Embrapa Solos - Unidade de Execução de Pesquisa e Desenvolvimento (UEP), 2001. (Embrapa Solos. Documentos, n. 35). ZAPE Digital. 1 CD-ROM.
- SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos plantas e fertilizantes**. 2. ed. rev. e ampl. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2009. 627 p.
- SILVA, J. F. M.; OBESO, M. P.; MAKRAKIS, M. C.; MAKRAKIS, S. Environmental analysis of land use and occupation in nine watersheds contributing to the Iguaçu River, Brazil. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 13, p. e66111334868, 2022.
- SILVA, L. S.; SILVA, C. C. L.; OLIVEIRA, M. J. M. de; ALBUQUERQUE, F. N. B. de. ANÁLISE DO PROCESSO DE DEGRADAÇÃO/DESERTIFICAÇÃO A PARTIR DO USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TRUSSU. **Revista Territorium Terram**, v. 7, n. 12, p. 366–378, 2024.
- SILVA, M. T.; SILVA, V. P. R.; SOUSA, E. P.; OLIVEIRA, S. D. Análise de Risco de Degradação na Bacia Hidrográfica do Riacho do Pontal - PE (Risk Analysis of Degradation in Basin River Pontal – PE). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 5, n. 3, p. 646–660, 2012.

SILVA, P. S. 2016. **Avaliação de viabilidade de aplicação de técnicas de recarga artificial em aquíferos fraturados, Petrolina, PE**. Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Dissertação de Mestrado, 113p.

SILVA, R. O. B.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SOUZA, W. M. Tendências de mudanças climáticas na precipitação pluviométrica nas bacias hidrográficas do estado de Pernambuco. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 579-589, 2017.

SILVA, V. C. Estimativa da erosão atual da bacia do Rio Paracatu (MG/GO/DF). **Revista Pesquisa Agropecuária Tropical**. Goiânia: UFG, n. 34, v. 3, 147-159, 2004.

SMETS, T.; BORSELLI, L.; POESEN, J.; TORRI, D. Evaluation of the EUROSEM model for predicting the effects of erosion-control blankets on runoff and interrill soil erosion by water. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 29, n. 3, p. 285–297, 2011.

SOARES-FILHO, B. S.; COUTINHO CERQUEIRA, G.; LOPES PENNACHIN, C. dinamica—a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. **Ecological Modelling**, v. 154, n. 3, p. 217–235, 2002.

SOARES-FILHO, B. S.; RODRIGUES, H.; COSTA, W. **Modeling Environmental Dynamics with DINAMICA EGO**. Centro de Sensoriamento Remoto (IGC/UFGM) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brazil. 2009. p. 114. Disponível em http://www.csr.ufmg.br/dinamica/tutorial/Dinamica_EGO_guidebook.pdf. Acesso em: 17 maio 2020.

SONG, L.; CAO, Y.; ZHOU, W.; KUANG, X.; LUO, G. Study on the variation of arable land use and management countermeasures under rapid urbanization: the application of a gravity model in a regional perspective. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 2, 2019.

SOUSA, F. R. C.; PAULA, D. P. ANÁLISE DE PERDA DO SOLO POR EROSÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO COREAÚ (CEARÁ-BRASIL). **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 20, n. 3, 2019.

SOUSA, M. E.; CAVALCANTI, L. C. S.; FRANÇA, L. F. O. Inventário do potencial pedagógico dos sítios e de geodiversidade do município de Petrolina-PE. **Geosul**, v. 33, n. 68, p. 395-415, 2018.

SOUZA, M. E. **Modelagem da dinâmica de uso e ocupação das terras em áreas susceptíveis a desertificação em municípios do semiárido pernambucano**. 2019. 62 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Ambientais, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade de Pernambuco, Petrolina, 2019.

STEFANO, C. D.; NICOSIA, A.; PAMPALONE, V.; FERRO, V. Soil loss tolerance in the context of the European Green Deal. **Heliyon**, v. 9, n. 1, p. e12869–e12869, 2023.

STEIN, D. P., DONZELLI, P., GIMENEZ, A. F., PONÇANO, W. L., NETO, L., & F. (1987). **Potencial de erosão laminar natural e antrópica na bacia do Peixe-Paranapanema**. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSÃO, 4, 105-135.

STRAHLER, A. N. Equilibrium theory of erosional slopes approached by frequency distribution analysis. **Amer. Jour. Sci.**, v. 248, 673-696, 1950.

STOKES, G. G. 1850. On the effect of internal friction of fluids on the motion of pendulums. *Trans. Camb. phil. Soc.*, 9(8), p.106.

STRAHLER, A. N. Equilibrium theory of erosional slopes approached by frequency distribution analysis. **American Journal of Science**. v.248, p.673-696 (Parte I) e p.800-814 (Parte II). 1950.

STRAHLER, A. N. Hypsometric analysis of erosional topography. **GSA Bulletin**, v. 63, p. 111-1141, 1952.

- STRAHLER, A. N. Systems Theory in Physical Geography. **Physical Geography**, v.1, n.1, p. 1–27, 1980.
- SUERTEGARAY, D. M. A. Desertificação: Recuperação e desenvolvimento sustentável. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. da (org.). **Geomorfologia e Meio Ambiente**. 13. ed. Rio de Janeiro: Bertrabd Brasil, 2017. p. 396.
- SUERTEGARAY, D. M. A.; GUASSELLI, L. A.; VERDUM, R.; BASSO, L. A.; MEDEIROS, R. M.; BELLANCA, E. T.; BERTE, A. M. A. Projeto Arenização no Sudoeste do Rio Grande do Sul. Brasil. **Revista Bibliográfica de Geografia e Ciências Sociais**, Univ de Barcelona Espanha, n.287, 2001.
- SUERTEGARAY, D. M. A. Desertificação: recuperação e desenvolvimento sustentável. In: GUERRA, A. J. T. CUNHA, S. B. da (org.). **Geomorfologia e meio ambiente**. 5. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004.
- SUZUKI, L. E. A. S.; DIAS, L. C.; REHBEIN, M. O.; CORRÊA, E. A. O ENSINO DE SOLOS NOS DIFERENTES NÍVEIS DE EDUCAÇÃO EM GEOGRAFIA: Soil education at different levels of education in Geography. **REVISTA GEONORTE**, [S. l.], v. 11, n. 37, p. 1–21, 2020.
- TARGULIAN, V. O.; KRASILNIKOV, P. V. Soil system and pedogenic processes: Self-organization, time scales, and environmental significance. **CATENA**, v. 71, n. 3, p. 373–381, 2007.
- TEIXEIRA, A. M. G.; SOARES-FILHO, B. S.; FREITAS, S. R.; METZGER, J. P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. **Forest Ecology And Management**, v. 257, n. 4, p. 1219-1230, 2009.
- THOMPSON, D.; FIDALGO, E. C. C. Estimativa da perda de solos por meio da Equação Universal de Perdas de Solos (USLE) com uso do INVEST para a bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu – RJ. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20., 2013, Bento Gonçalves: ABRH, **Anais...**, 2013, 7p.
- TIAN, P.; ZHU, Z.; YUE, Q.; HE, Y.; ZHANG, Z.; HAO, F.; GUO, W.; CHEN, L.; LIU, M. Soil erosion assessment by RUSLE with improved P factor and its validation: case study on mountainous and hilly areas of hubei province, china. **International Soil And Water Conservation Research**, v. 9, n. 3, p. 433-444, 2021.
- TOLEDO, M. C. M, O; OLIVEIRA, S. M.; MELFI, A. J. **Intemperismo e formação do solo**. In: Decifrando a Terra: Wilson Teixeira... et al (Organizadores). São Paulo: Oficina de Textos, 2001.
- TOMAZ, P. **Capítulo 23- RUSLE- Equação revisada universal de perda de solo**. In: CURSO DE MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS. São Paulo, 2013. p. 17.
- TROEH, F. R.; THOMPSON, L. M. **Solos e fertilidade do solo**. 6. ed. São Paulo: Andrei, 2007.
- TROPPMAIR, H. (2006). **Biogeografia e Meio Ambiente**. 7. ed. Rio Claro: Divisa.
- UNCCD. United Nations: Convention to Combat Desertification in those Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa. **International Legal Materials**, v. 33, n. 5, p. 1328–1382, 1994.
- UNCDD. **About the Convention. Text of convention and annexes**. [s.d.], 2017. Disponível em: <https://www.unccd.int/sites/default/files/relevantlinks/201701/UNCCD_Convention_EN_G_0.pdf>. Acesso em: 27 maio 2020.
- UNCDD. **The United Nations Decade for Deserts (2010-2020) and the Fight against Desertification**. 2020. Disponível em: <<http://www2.unccd.int/actions/united-nations-decade-deserts-2010-2020-and-fight-against-desertification>>. Acesso em: 27 maio 2020.

UZUNER, Ç.; DENGİZ, O. Desertification risk assessment in Turkey based on environmentally sensitive areas. **Ecological Indicators**, v. 114, p. 106295, 2020.

VALE, C. C. Teoria geral do sistema: histórico e correlações com a geografia e com o estudo da paisagem. **Entre-Lugar**, v. 3, n. 6, p. 85-108, 2012.

VASCONCELOS SOBRINHO, J. **Processos de desertificação no nordeste do Brasil: sua gênese e sua contenção**. Recife: SUDENE, 1982.

VASCONCELOS SOBRINHO, J. **Identificação de Processo de Desertificação no Nordeste Brasileiro. / Departamento de Desenvolvimento Local e Divisão de Saneamento Geral**. Recife: SEMA/SUDENE, 1978.

VELDKAMP, A.; FRESCO, L. O. CLUE-CR: An integrated multi-scale model to simulate land use change scenarios in Costa Rica. **Ecological Modelling**, v. 91, n. 1-3, p. 231-248, 1996.

VERBURG, P. H.; KONING, G. H. J.; KOK, K.; VELDKAMP, A.; BOUMA, J. A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use. **Ecological Modelling**, v. 116, n. 1, p. 45-61, 1999.

VERBURG, P. H.; ALEXANDER, P.; EVANS, T.; MAGLIOCCA, N. R.; MALEK, Z.; ROUNSEVELL, M.; VAN VLIET, J. Beyond land cover change: towards a new generation of land use models. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 38, p. 77-85, 2019.

VERBURG, P. H.; SOEPBOER, W.; VELDKAMP, A.; LIMPIADA, R.; ESPALDON, V.; MASTURA, S. S. A. Modeling the Spatial Dynamics of Regional Land Use: The CLUE-S Model. **Environmental Management**, v. 30, n. 3, p. 391-405, 2002.

VERSTRAETEN, G. Regional scale modelling of hillslope sediment delivery with SRTM elevation data. **Geomorphology**, v. 81, n. 1-2, p. 128-140, 2006.

VIEIRA, R. M. S. P.; SESTINI, M. F.; TOMASELLA, J.; MARCHEZINI, V.; PEREIRA, G. R.; BARBOSA, A. A.; SANTOS, F. C.; RODRIGUEZ, D. A.; NASCIMENTO, F. R.; SANTANA, M. O. Characterizing spatio-temporal patterns of social vulnerability to droughts, degradation and desertification in the Brazilian northeast. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 5, p. 100016, 2020.

VIEL, J. A. **Análise da erosão superficial do solo na região da denominação de origem vale dos vinhedos (RS) por meio da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) e do geoprocessamento**. (Trabalho de conclusão de curso). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2015.

VITAL, S. R. O.; SANTOS, J. Y. G. MEDEIROS, T. D. S. Mapeamento geomorfológico da bacia hidrográfica do Rio Barra Nova e suas relações com a suscetibilidade erosiva. **Rev. Cadernos do LOGEPA**, v. 10, n. 2, p. 14-39, 2022

WANG, S.; MCGEHEE, R. P.; GUO, T.; FLANAGAN, D. C.; ENGEL, B. A. Calibration, validation, and evaluation of the Water Erosion Prediction Project (WEPP) model for hillslopes with natural runoff plot data. **International Soil and Water Conservation Research**, 2022.

Webster, R. 1994. The development of pedometrics. **Geoderma** 62, 1-15.

WIJITKOSUM, S. Factor influencing land degradation sensitivity and desertification in a drought prone watershed in Thailand. **International Soil And Water Conservation Research**, v. 9, n. 2, p. 217-228, 2021.

WILLIAMS, J. R. 1975. **Sediment-yield prediction with Universal Equation using runoff energy factor**. p. 244-252. In: Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yield and Sources. U.S. Dep. Agr. ARS-S40.

- WILLIAMS, J. R., C. A. JONES; P.T. DYKE. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. **Transactions of the ASAE**, v.27, n.1, p.129-144, 1984.
- WILLIAMS, J. R.; BERNDT, H. D. Sediment Yield Prediction Based on Watershed Hydrology. **Transactions of the ASAE**, v. 20, n. 6, p. 1100–1104, 1977.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountain**. Washington, DC: ARS/USDA, 1965.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington, D. C: USDA, 1978.
- XAVIER, J. S.; BARROS, A. H. C.; WEBBER, D. C.; ACCIOLY, L. J. O.; MARQUES, F. A.; FILHO, J. C. A.; SILVA, A. B. Estimativa da erosividade da chuva por diferentes métodos e seu impacto na equação universal de perdas de solo, no semiárido pernambucano. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v. 12, n. 3, p. 859-875, 2019.
- XU, E.; ZHANG, H. Change pathway and intersection of rainfall, soil, and land use influencing water-related soil erosion. **Ecological Indicators**. v. 113, p. 1-14, 2020.
- YADAV, P. K.; MISHRA, V. N.; KUMARI, M.; KUMAR, A.; KUMAR, P.; BHATLA, R. Spatially explicit simulation and forecasting of urban growth using weights of evidence based cellular automata model in a millennium city of India. **Physics And Chemistry Of The Earth, Parts A/B/C**, v. 136, p. 103739, 2024.
- YANG, J.; YANG, K.; WANG, C. How desertification in northern China will change under a rapidly warming climate in the near future (2021–2050). **Theoretical and Applied Climatology**, v. 151, n. 1-2, p. 935–948, 2023.
- YOUNG, R. A., ONSTAD, C. A., BOSCH, D. D., ANDERSON, W. P. Agricultural non-point source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *J. Soil Water Conservat.*, v.44, n.2, p. 168–173, 1989.
- YU, H.; KONG, B.; HE, Z-W.; WANG, G.; WANG, Q. The Potential of Integrating Landscape, Geochemical and Economical Indices to Analyze Watershed Ecological Environment. **Journal of Hydrology**. v. 583, p. 1-40, 2020.
- YU, H.; ZHU, W.; JIN, R. Future soil erosion assessment based on changing land cover and different climate change scenarios in a transboundary river basin. **International Journal of Digital Earth**, v. 17, n. 1, 2024.
- ZATELLI, P.; GOBBI, S.; TATTONI, C.; CANTIANI, M. G.; LAPORTA, N.; ROCCHINI, D.; ZORZI, N.; CIOLLI, M. Relevance of the Cell Neighborhood Size in Landscape Metrics Evaluation and Free or Open Source Software Implementations. **Isprs International Journal Of Geo-Information**, v. 8, n. 12, p. 586, 2019.
- ZAVOIANU, I. Morphometry of drainage basins. **Developments in water science**, 20. Amsterdam, 1985.
- ZHANG, C. **Examination of Water Stress in Dryland Regions: Causalities, Risks, and Strategies**. 2015. 234 f. Thesis (Doctor of University of Guelph) - University of Guelph, 2015.
- ZHANG, C.; MCBEAN, E. A. Estimation of desertification risk from soil erosion: a case study for gansu province, china. **Stochastic Environmental Research And Risk Assessment**, v. 30, n. 8, p. 2215-2229, 2015.

ZHANG, H.; YANG, Q.; LI, R.; LIU, Q.; MOORE, D.; HE, P.; RITSEMA, C. J.; GEISSEN, V. Extension of a GIS procedure for calculating the RUSLE equation LS factor. **Computers & Geosciences**, v.52, n.1, p.177-188, 2013.

ZHANG, X.; WU, B.; ZENG, Y.; YAN, N.; YUAN, C. Identification of Priority Areas for Controlling Soil Erosion. **CATENA**, v.83, n.1, p.76-86, 2010.

ZHANG, Ying; ZHANG, Pengyan; LIU, Zhenyue; XING, Guangrui; CHEN, Zhuo; CHANG, Yinghui; WANG, Qianxu. Dynamic analysis of soil erosion in the affected area of the lower Yellow River based on RUSLE model. **Heliyon**, v. 10, n. 1, p. 1-18, 2024.

ZHU, R.; YU, Y.; ZHAO, J.; LIU, D.; CAI, S.; FENG, J.; RODRIGO-COMINO, J. Evaluating the applicability of the water erosion prediction project (WEPP) model to runoff and soil loss of sandstone reliefs in the Loess Plateau, China. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 11, n. 2, p. 240–250, 2023.

ZHU, T. X.; ZHU, A. X. Assessment of soil erosion and conservation on agricultural sloping lands using plot data in the semi-arid hilly loess region of China. **Journal of Hydrology**, v. 2,p. 69–83, 2014.

ZINCK, J. A. **Physiography and soils**. Enschede: International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences (ITC), 1988. 161p. Lecture notes.

ZINCK, J. A.; METTERNICHT, G.; BOCCO, G.; VALLE, H. F. del (ed.). **Geopedology – An Integration of Geomorphology and Pedology for Soil and Landscape Studies**. Switzerland: Springer, 2016. 551p.

APÊNDICE A

Localização dos pontos de coletas das amostras de solos para análise da erodibilidade

Solos	Data da coleta	Distrito/Município /Estado	Código da amostra	Latitude	Longitude	Altitude (m)
Neossolo Regolítico	29/08/2021	Monte Orebe, Dormentes (PE)	S1	8°25'52.1"S	40°47'38.7"W	518
Latossolo Amarelo	29/08/2021	Dormentes (PE)	S2	8°26'24.6"S	40°46'49.5"W	503
Cambissolo Háplico	18/09/2021	Caboclo, Afrânio (PE)	S3	8°28'03.2"S	40°57'43.7"W	549
Neossolo Flúvico	18/09/2021	Estrada Afrânio/Caboclo	S4	8°30'10.4"S	40°59'38.9"W	510
Neossolo Litólico	19/09/2021	Estrada que vai para Afrânio (PE)	S5	8°26'59.5"S	41°02'09.0"W	590
Vertissolo Háplico	19/09/2021	Próximo de Afrânio (PE)	S6	8°31'15.9"S	40°59'21.5"W	523
Luvissolo Crômico	23/07/2022	Estrada de Cristália	S7	8°48'55.9"S	40°21'40.9"W	410
Argissolo Amarelo	09/10/2022	Izacolândia, Petrolina (PE)	S8	9°01'31.9"S	40°15'45.9"W	406
Planossolo Nátrico	09/10/2022	Lagoa Grande (PE)	S9	8°59'38.8"S	40°17'49.8"W	361
Latossolo Amarelo	21/01/2023	Lagoa de Fora, Dormentes (PE)	S10	8°36'27.4"S	40°27'46.1"W	514
Argissolo Vermelho-Amarelo	21/01/2023	Lagoas, Dormentes (PE)	S11	8°31'34.8"S	40°29'39.6"W	483
Luvissolo Crômico	05/02/2023	Lagoa de Fora, Dormentes (PE)	S12	8°33'51.2"S	40°36'10.7"W	450
Neossolo Flúvico	05/02/2023	Caatinga Grande, Dormentes (PE)	S13	8°29'45.6"S	40°45'43.6"W	471
Argissolo Amarelo	11/02/2023	Divisor de águas - Dormentes (PE)	S14	8°25'56.2"S	40°39'39.4"W	528
Neossolo Regolítico	11/02/2023	Divisor de águas - Dormentes (PE)	S15	8°26'34.8"S	40°38'44.7"W	496
Neossolo Litólico	20/01/2024	Estrada de Cristália	S16	8°55'23.9"S	40°14'37.6"W	419
Argissolo Amarelo	20/01/2024	Estrada de Cristália	S17	8°56'21.5"S	40°16'02.3"W	394
Planossolo Nátrico	20/01/2024	Lagoa Grande	S18	8°52'43.8"S	40°17'31.6"W	385
Planossolo Nátrico	20/01/2024	Lagoa Grande	S19	8°51'19.2"S	40°18'10.0"W	401
Argissolo Vermelho-Amarelo	20/01/2024	Lagoa Grande/Próximo ao Riacho Poço d'Anta	S20	8°50'20.3"S	40°17'32.6"W	414
Planossolo Nátrico	20/01/2024	Estrada de uruás/próximo a CHESF-Petrolina/ Usina solar fotovoltaica	S21	8°59'23.3"S	40°17'45.3"W	375
Planossolo Nátrico	20/01/2024	Estrada de uruás	S22	9°06'24.1"S	40°27'05.6"W	406
Latossolo Amarelo	20/01/2024	Próximo de Icó da Mundinha	S23	9°04'41.4"S	40°27'39.1"W	401
Argissolo Amarelo	20/01/2024	Estrada de Uruás – Próximo ao posto do Projeto Pontal CODEVASF	S24	9°04'38.2"S	40°33'55.8"W	391
Argissolo Vermelho-Amarelo	20/01/2024	Estrada de Cristália	S25	9°02'24.0"S	40°32'53.8"W	389
Argissolo Vermelho-Amarelo	24/01/2024	Terra Nova	S26	9°11'13.7"S	40°38'02.0"W	431
Neossolo Litólico	24/01/2024	Terra Nova	S27	9°10'43.1"S	40°40'18.0"W	453
Latossolo Amarelo	24/01/2024	Projeto Maria Tereza	S28	9°07'33.6"S	40°33'27.2"W	425

Argissolo Amarelo	24/01/2024	Área irrigada – Projeto Maria Tereza	S29	9°07'59.0"S	40°35'01.1"W	442
Latossolo Amarelo	24/01/2024	Próximo à empresa Monsanto	S30	9°02'18.6"S	40°30'06.6"W	408
Cambissolo Háplico	24/01/2024	Lotes irrigados - Uruás	S31	8°56'23.5"S	40°35'40.5"W	421
Argissolo Amarelo	24/01/2024	Estrada de Baixa Alegre	S32	8°53'09.0"S	40°34'17.9"W	418
Argissolo Amarelo	24/01/2024	Estrada de Baixa Alegre	S33	8°49'25.7"S	40°32'06.9"W	424
Neossolo Regolítico	24/01/2024	Baixa Alegre / Água Branca	S34	8°48'52.0"S	40°30'44.6"W	431
Argissolo Amarelo	24/01/2024	Estrada de Baixa Alegre	S35	8°50'22.8"S	40°27'36.5"W	425
Neossolo Flúvico	24/01/2024	Canal – Estrada de Baixa Alegre	S36	8°52'48.2"S	40°27'38.8"W	399
Argissolo Amarelo	24/01/2024	Estrada de Baixa Alegre	S37	8°55'32.0"S	40°28'31.1"W	428
Argissolo Amarelo	24/01/2024	Estrada parte de baixo de Baixa Alegre	S38	8°54'20.3"S	40°33'06.3"W	407
Neossolo Flúvico	20/07/2024	Canal entre Uruás e Cruz de Salinas	S39	8°52'25.1"S	40°36'07.5"W	388
Argissolo Vermelho-Amarelo	20/07/2024	Depois de Uruás – próximo ao Sítio Gracinha	S40	8°51'26.3"S	40°39'17.9"W	406
Argissolo Amarelo	20/07/2024	Região de Rajada – próximo do sítio Tião Baraúna	S41	8°51'03.4"S	40°43'54.5"W	445
Argissolo Amarelo	20/07/2024	Região de Rajada – próximo ao sítio chapéu de couro	S42	8°49'32.7"S	40°47'04.9"W	432
Argissolo Vermelho - Amarelo	20/07/2024	Próximo de Rajada	S43	8°47'10.8"S	40°51'11.8"W	437
Argissolo Vermelho - Amarelo	20/07/2024	PE-630 – Afrânio - Petrolina (PE)	S44	8°43'45.5"S	40°52'03.3"W	457
Argissolo Vermelho - Amarelo	20/07/2024	Próximo a satisfeito 1	S45	8°44'24.1"S	40°51'07.3"W	477
Neossolo Litólico	20/07/2024	Satisfeito 1	S46	8°44'31.7"S	40°49'44.6"W	529
Argissolo Amarelo	20/07/2024	Estrada de Rajada	S47	8°54'50.8"S	40°44'03.4"W	448
Argissolo Amarelo	20/07/2024	Estrada de Pau Ferro	S48	8°58'58.3"S	40°50'37.9"W	404
Cambissolo Háplico	20/07/2024	Estrada de Pau Ferro	S49	9°00'42.2"S	40°47'37.2"W	437
Neossolo Flúvico	09/11/2024	Próximo a Barra Franca	S50	8°43'14.2"S	40°55'42.8"W	440
Argissolo Vermelho - Amarelo	09/11/2024	Próximo a Arizona	S51	8°40'30.5"S	40°56'13.2"W	499
Argissolo Amarelo	09/11/2024	Estrada para a Barra das melancias	S52	8°37'46.9"S	41°01'28.8"W	485
Argissolo Vermelho - Amarelo	09/11/2024	Estrada de Cachoeira do Roberto	S53	8°40'29.1"S	41°02'27.8"W	489
Neossolo Flúvico	09/11/2024	Estrada de Cachoeira do Roberto	S54	8°40'29.05"S	41°2'27.78"W	489
Cambissolo Háplico	09/11/2024	Estrada de Cachoeira do Roberto	S55	8°37'10.1"S	41°03'58.7"W	538
Argissolo Vermelho - Amarelo	09/11/2024	Estrada de Cachoeira do Roberto	S56	8°39'24.2"S	41°06'03.7"W	488

Neossolo Flúvico	09/11/2024	Estrada de Cachoeira do Roberto	S57	8°39'19.7"S	41°06'23.1"W	483
Argissolo Vermelho - Amarelo	09/11/2024	Porção de Afrânio	S58	8°42'04.0"S	41°15'56.4"W	469
Neossolo Litólico	09/11/2024	Porção de Afrânio	S59	8°43'31.6"S	41°17'23.4"W	614
Neossolo Litólico	09/11/2024	Porção de Afrânio	S60	8°42'27.1"S	41°17'59.8"W	633
Cambissolo Háplico	09/11/2024	Estrada de Cachoeira do Roberto	S61	8°36'45.4"S	41°06'13.9"W	545

Elaboração: Próprio autor (2023).

APÊNDICE B

Informações dos dados da análise granulométrica para determinação do Fator K

Tipo de solo	Data da coleta	Local	Código da amostra	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Peso total	Areia	Silte e Argila	Temperatura 1 (espera)	Horário medição - T1	Valor do desímetro (g/l)	Temperatura 2 (conversão)	Pedregulho	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	Textura	Matéria orgânica (10 g)	Solo incinerado	Matéria orgânica cálculo (%)	Estrutura do solo (kb)	Permeabilidade (kc)	Fator K
Neossolo Regolítico	29/08/2021	Monte Orebe, Dormentes - PE	S1	8°25'52.1"S	40°47'38.7"W	518	70	62	8	28°C	15:14	997 (3)	28.9°C	0,5	88,57	0,56	10,87	Areia franca	0,4	9,6	4	2	1	0,055209463
Latossolo Amarelo	29/08/2021	Dormentes - PE	S2	8°26'24.6"S	40°46'49.5"W	503	70	63	7	27.2°C	15:35	1000 (6)	28.2°C	0,5	89	1	10	Areia franca	0,6	9,4	6	4	1	0,04935923
Cambissolo Háplico	18/09/2021	Caboclo, Afrânio - PE	S3	8°28'03.2"S	40°57'43.7"W	549	70	56	14	27.8°C	15:52	998 (4)	28.1°C	7	80	8,12	11,88	Franco Arenoso	0,4	9,6	4	4	2	0,065477482
Neossolo Flúvico	18/09/2021	Estrada Afrânio/Caboclo	S4	8°30'10.4"S	40°59'38.9"W	510	70	20	50	26.8°C	12:15	1006 (12)	26.9°C	0,3	28,57	48,73	22,7	Franca	1,8	8,2	18	4	3	-0,024936473
Neossolo Litólico	19/09/2021	Estrada que vai para Afrânio-PE	S5	8°26'59.5"S	41°02'09.0"W	590	70	58	12	27.3°C	16:11	998 (4)	27.9°C	57	82,85	5,36	11,79	Areia franca	0,2	9,8	2	2	1	0,068852225
Vertissolo Háplico	19/09/2021	Próximo de Afrânio-PE	S6	8°31'15.9"S	40°59'21.5"W	523	70	60	10	27.2°C	11:18	1000 (6)	26.9°C	3	85,71	0,16	14,13	Areia franca	1,2	8,8	12	2	1	-0,006585
Luvissole Crômico	23/07/2022	Estrada de Cristália	S7	8°48'55.9"S	40°21'40.9"W	410	70	56	14	27°C	11:39	1000 (6)	26.9°C	85	80	5,88	14,12	Franco Arenoso	0,4	9,6	4	4	2	0,062044537
Argissolo Amarelo	09/10/2022	Izacolândia, Petrolina-PE	S8	9°01'31.9"S	40°15'45.9"W	406	70	58	12	27.1°C	15:51	999 (5)	28°C	26	82,85	3,88	13,27	Franco Arenoso	0,4	9,6	4	4	2	0,063333901
Planossolo Nátrico	09/10/2022	Lagoa Grande-PE	S9	8°59'38.8"S	40°17'49.8"W	361	70	62	8	27.1°C	16:04	998 (4)	27.8°C	4	88,57	1,7	9,73	Areia franca	0,6	9,4	6	4	1	0,049683957
Latossolo Amarelo	21/01/2023	Lagoa de Fora, Dormentes - PE	S10	8°36'27.4"S	40°27'46.1"W	514	70	60	10	27°C	16:17	1000 (6)	27.5°C	0,5	85,71	1,85	12,44	Areia franca	0,4	9,6	4	3	1	0,057035883
Argissolo Vermelho - Amarelo	21/01/2023	Lagoas, Dormentes - PE	S11	8°31'34.8"S	40°29'39.6"W	483	70	60	10	26.9°C	11:13	998 (4)	28°C	4	85,71	2,45	11,84	Areia franca	1,2	8,8	12	3	1	-0,00230475
Luvissole Crômico	05/02/2023	Lagoa de Fora, Dormentes - PE	S12	8°33'51.2"S	40°36'10.7"W	450	70	60	10	26.9°C	11:24	998 (4)	27.5°C	4	85,71	2,71	11,58	Areia franca	0,6	9,4	6	2	1	0,038923391
Neossolo Flúvico	05/02/2023	Caatinga Grande, Dormentes - PE	S13	8°29'45.6"S	40°45'43.6"W	471	70	57	13	26.9°C	11:33	998 (4)	27.5°C	3	81,42	7	11,58	Franco Arenoso	0,4	9,6	4	2	2	0,057385355
Argissolo Amarelo	11/02/2023	Divisor de águas - Dormentes, PE	S14	8°25'56.2"S	40°39'39.4"W	528	70	57	13	26.8°C	11:43	999 (5)	27.2°C	0,5	81,42	5,72	12,86	Franco Arenoso	0,6	9,4	6	3	2	0,045007984
Neossolo Regolítico	11/02/2023	Divisor de águas - Dormentes, PE	S15	8°26'34.8"S	40°38'44.7"W	496	70	60	10	28°C	14:58	999 (5)	29.2°C	43	85,71	0,41	13,88	Areia franca	0,4	9,6	4	3	1	0,054834196
Neossolo litólico	20/01/2024	Estrada de Cristália	S16	8°55'23.9"S	40°14'37.6"W	419	70	58	12	28°C	12:52	1001 (7)	28°C		82,85	1,02	16,13	Franco Arenoso	1	9	10	3	2	0,014435766
Argissolo Amarelo	20/01/2024	Estrada de Cristália	S17	8°56'21.5"S	40°16'02.3"W	394	70	53	17	27.8°C	13:07	1000 (6)	27°C		76,71	10,11	14,18	Franco Arenoso	0,6	9,4	6	3	2	0,044067559
Planossolo Nátrico	20/01/2024	Lagoa Grande	S18	8°52'43.8"S	40°17'31.6"W	385	70	50	20	27.5°C	13:18	1001 (7)	27°C		71,42	12,97	15,61	Franco Arenoso	0,6	9,4	6	4	2	0,046184622
Planossolo	20/01/2024	Lagoa Grande	S19	8°51'19.2"S	40°18'10.0"W	401	70	61	9	27.2°C	13:30	1000 (6)	26.3°C	251	87,14	1,04	11,82	Areia franca	0,4	9,6	4	4	1	0,062278494
Argissolo Vermelho - Amarelo	20/01/2024	Lagoa Grande / Próximo ao Riacho Poço d'Anta	S20	8°50'20.3"S	40°17'32.6"W	414	70	59	11	27.5°C	13:41	1000 (6)	26°C	8	84,28	2,05	13,67	Areia franca	0,2	9,8	2	4	1	0,073796895
Planossolo Nátrico	20/01/2024	Estrada de uruás / próximo a CHESF- Petrolina/ Usina solar fotovoltaica	S21	8°59'23.3"S	40°17'45.3"W	375	70	55	15	25.8°C	17:24	1001 (7)	27.1°C	1	78,57	5,77	15,66	Franco Arenoso	0,4	9,6	4	4	2	0,059749826
Planossolo nátrico	20/01/2024	Estrada de uruás	S22	9°06'24.1"S	40°27'05.6"W	406	70	58	12	25.9°C	17:43	998 (4)	26.8°	5	82,85	5,93	11,22	Areia franca	0,4	9,6	4	4	1	0,063218094
Latossolo Amarelo	20/01/2024	Próximo de Icó da Mundinha	S23	9°04'41.4"S	40°27'39.1"W	401	70	62	8	25.7°C	17:53	998 (4)	26.2°C	91	88,57	0,52	10,91	Areia franca	1,5	8,5	15	4	1	-0,021173719
Argissolo Amarelo	20/01/2024	Estrada de Uruás – Próximo ao posto do Projeto Pontal CODEVASF	S24	9°04'38.2"S	40°33'55.8"W	391	70	54	16	24.9°C		999 (5)	26.3°C	0,5	77,14	10,47	12,39	Franco Arenoso	0,6	9,4	6	4	2	0,04983144
Argissolo Vermelho - Amarelo	20/01/2024	Estrada de Cristália	S25	9°02'24.0"S	40°32'53.8"W	389	70	57	13	24.9°C		999 (5)	26°C	17	81,42	6,34	12,24	Franco Arenoso	0,8	9,2	8	4	2	0,035093061
Argissolo Vermelho - Amarelo	24/01/2024	Terra Nova	S26	9°11'13.7"S	40°38'02.0"W	431	70	56	14	25.3°C	11:55	999 (5)	25.5°C	3	80	8,02	11,98	Franco Arenoso	0,6	9,4	6	4	2	0,050308358
Neossolo Litólico	24/01/2024	Terra Nova	S27	9°10'43.1"S	40°40'18.0"W	453	70	50	20	25.5°C	12:08	999 (5)	25.5°C	15	71,42	16,6	11,98	Franco Arenoso	0,2	9,8	2	4	2	0,080335263
Latossolo Amarelo	24/01/2024	Projeto Maria Tereza	S28	9°07'33.6"S	40°33'27.2"W	425	70	62	8	25.1°C	12:20	999 (5)	25.9°C	7	88,57	1,25	10,18	Areia franca	0,4	9,6	4	4	1	0,064866082
Argissolo Amarelo	24/01/2024	Área irrigada – Projeto Maria Tereza	S29	9°07'59.0"S	40°35'01.1"W	442	70	63	7	25.2°C	12:33	998 (4)	25.9°C	12	90	1,25	8,75	Areia	1,2	8,8	12	4	1	0,0019755

Latossolo Amarelo	24/01/2024	Próximo à empresa Monsanto	S30	9°02'18.6"S	40°30'06.6"W	408	70	63	7	25°C	12:46	998 (4)	26°C	3	90	1,2	8,8	Areia	0,6	9,4	6	4	1	0,050812002
Cambissolo Háplico	24/01/2024	Lotes irrigados - Uruás	S31	8°56'23.5"S	40°35'40.5"W	421	70	62	8	26.8°C	17:22	999 (5)	27°C	18	88,57	0,68	10,85	Areia franca	0,4	9,6	4	4	1	0,063880648
Argissolo Amarelo	24/01/2024	Estrada de Baixa Alegre	S32	8°53'09.0"S	40°34'17.9"W	418	70	54	16	26.5°C	17:34	998 (4)	26.3°C	20	77,14	11,9	10,96	Franco Arenoso	0,8	9,2	8	4	2	0,036094144
Argissolo Amarelo	24/01/2024	Estrada de Baixa Alegre	S33	8°49'25.7"S	40°32'06.9"W	424	70	53	17	26.3°C	17:48	1000 (6)	26°C	65	75,71	10,62	13,67	Franco Arenoso	0,2	9,8	2	4	2	0,077089395
Neossolo Regolítico	24/01/2024	Baixa Alegre / Água Branca	S34	8°48'52.0"S	40°30'44.6"W	431	70	59	11	25.2°C	11:31	998 (4)	26.9°C	5	84,28	4,45	11,27	Areia franca	0,4	9,6	4	3	1	0,058859232
Argissolo Amarelo	24/01/2024	Estrada de Baixa Alegre	S35	8°50'22.8"S	40°27'36.5"W	425	70	59	11	25°C	11:43	999 (5)	27°C	73	84,28	2,97	12,75	Areia franca	0,4	9,6	4	3	1	0,05655796
Neossolo Flúvico	24/01/2024	Canal – Estrada de Baixa Alegre	S36	8°52'48.2"S	40°27'38.8"W	399	70	49	21	24.9°C	11:57	999 (5)	27.1°C	0,5	70	17,2	12,8	Franco Arenoso	2,4	7,6	24	3	2	-0,087190993
Argissolo Amarelo	24/01/2024	Estrada de Baixa Alegre	S37	8°55'32.0"S	40°28'31.1"W	428	70	61	9	24.5°C	12:20	998 (4)	27°C	1	87,14	1,54	11,32	Areia franca	0,8	9,2	8	2	1	0,023957714
Argissolo Amarelo	24/01/2024	Estrada parte de baixo de Baixa Alegre	S38	8°54'20.3"S	40°33'06.3"W	407	70	57	13	24.8°C	12:34	998 (4)	26.5°C	0,5	81,42	7,51	11,07	Areia franca	2	8	20	2	1	-0,068063769
Neossolo Flúvico	20/07/2024	Canal entre Uruás e Cruz de Salinas	S39	8°52'25.1"S	40°36'07.5"W	388	70	45	25	26°C	17:06	999 (5)	29°C	0,1	64,28	21,94	13,78	Franco Arenoso	0,6	9,4	6	4	2	0,048235749
Argissolo Vermelho - Amarelo	20/07/2024	Depois de Uruás – próximo ao Sítio Gracinha	S40	8°51'26.3"S	40°39'17.9"W	406	70	57	13	26°C	17:19	998 (4)	28.2°C	0,5	81,42	6,64	11,94	Franco Arenoso	0,4	9,6	4	3	2	0,061103802
Argissolo Amarelo	20/07/2024	Região de Rajada – próximo do sítio Tião Baraúna	S41	8°51'03.4"S	40°43'54.5"W	445	70	61	9	26°C	17:29	998 (4)	28.1°C	19	87,14	0,97	11,89	Areia franca	0,4	9,6	4	3	1	0,057889155
Argissolo Amarelo	20/07/2024	Região de Rajada – próximo ao sítio chapéu de couro	S42	8°49'32.7"S	40°47'04.9"W	432	70	63	7	25.9°C	17:40	998 (4)	27.9°C	0,5	90	0,22	9,78	Areia	0,2	9,8	2	3	1	0,077108964
Argissolo Vermelho - Amarelo	20/07/2024	Próximo de Rajada	S43	8°47'10.8"S	40°51'11.8"W	437	70	62	8	26°C	17:47	998 (4)	27.3°C	6	88,57	1,96	9,47	Areia franca	0,6	9,4	6	3	1	0,045717584
Argissolo Vermelho - Amarelo	20/07/2024	PE-630 – Afrânio - Petrolina - PE	S44	8°43'45.5"S	40°52'03.3"W	457	70	54	16	28.2°C	11:47	999 (5)	26.3°C	27	77,14	10,47	12,39	Franco Arenoso	1	9	10	4	2	0,02012248
Argissolo Vermelho - Amarelo	20/07/2024	Próximo a satisfeito 1	S45	8°44'24.1"S	40°51'07.3"W	477	70	60	10	27.2°C	12:14	999 (5)	26.2°C	23	85,71	1,95	12,34	Areia franca	0,8	9,2	8	3	1	0,027442882
Neossolo litólico/	20/07/2024	Satisfeito 1	S46	8°44'31.7"S	40°49'44.6"W	529	70	63	7	27.1°C	12:34	999 (5)	26°C	16	0,22	90	9,78	Areia	1,2	8,8	12	3	1	-0,00230475
Argissolo Amarelo	20/07/2024	Estrada de Rajada	S47	8°54'50.8"S	40°44'03.4"W	448	70	61	9	27°C	12:54	998 (4)	26°C	5	87,14	2,05	10,81	Areia franca	1,6	8,4	16	3	1	-0,033249424
Argissolo Amarelo	20/07/2024	Estrada de Pau Ferro	S48	8°58'58.3"S	40°50'37.9"W	404	70	63	7	26.8°C	13:14	998 (4)	25.9°C	34	90	1,25	8,75	Areia	1,6	8,4	16	2	1	-0,03918338
Cambissolo Háplico	20/07/2024	Estrada de Pau Ferro	S49	9°00'42.2"S	40°47'37.2"W	437	70	57	13	26°C	15:24	999 (5)	28.8°C	3	81,42	4,9	13,68	Franco Arenoso	1,4	8,6	14	3	2	-0,013372736
Neossolo flúvico	09/11/2024	Próximo à Barra Franca	S50	8°43'14.2"S	40°55'42.8"W	440	70	57	13	26.1°C	15:56	998 (4)	28.1°C	23	81,42	6,69	11,89	Franco Arenoso	0,8	9,2	8	4	2	0,035364952
Argissolo Vermelho - Amarelo	09/11/2024	Próximo a Arizona	S51	8°40'30.5"S	40°56'13.2"W	499	70	60	10	26.2°C	16:21	998 (4)	27.9°C	20	85,71	2,5	11,79	Areia franca	0,4	9,6	4	4	1	0,06232528
Argissolo Amarelo	09/11/2024	Estrada para a Barra das melancias	S52	8°37'46.9"S	41°01'28.8"W	485	70	60	10	26°C	16:46	998 (4)	27.5°C	9	85,71	2,71	11,58	Areia franca	0,4	9,6	4	4	1	0,062653355
Argissolo Vermelho - Amarelo	09/11/2024	Estrada de Cachoeira do Roberto	S53	8°40'29.1"S	41°02'27.8"W	489	70	64	6	26°C	17:10	998 (4)	27.9°C	10	91,42	0,22	8,36	Areia	0,8	9,2	8	2	1	0,026331909
Neossolo Flúvico	09/11/2024	Estrada de Cachoeira do Roberto	S54	8°40'29.05"S	41°2'27.78"W	489	70	60	10	27°C	11:07	999 (5)	26.1°C	25	85,71	2	12,29	Areia franca	0,6	9,4	6	4	1	0,046654999
Cambissolo Háplico	09/11/2024	Estrada de Cachoeira do Roberto	S55	8°37'10.1"S	41°03'58.7"W	538	70	61	9	26.9°C	11:17	998 (4)	26.1°C	6	87,14	2	10,86	Areia franca	0	10	0	3	1	0,090410658
Argissolo Vermelho - Amarelo	09/11/2024	Estrada de Cachoeira do Roberto	S56	8°39'24.2"S	41°06'03.7"W	488	70	57	13	26.9°C	11:30	999 (5)	26.1°C	23	81,42	6,29	12,29	Franco Arenoso	0,4	9,6	4	2	2	0,056280165
Neossolo Flúvico	09/11/2024	Estrada de Cachoeira do Roberto	S57	8°39'19.7"S	41°06'23.1"W	483	70	58	12	27°C	11:01	997 (3)	28.2°C	3	82,85	6,64	10,51	Areia franca	0,4	9,6	4	3	1	0,060060251
Argissolo Vermelho - Amarelo	09/11/2024	Porção de Afrânio	S58	8°42'04.0"S	41°15'56.4"W	469	70	57	13	26.5°C	11:44	999 (5)	26.2°C	12	81,42	6,24	12,34	Franco Arenoso	0,8	9,2	8	2	2	0,026455132
Neossolo Litólico	09/11/2024	Porção de Afrânio	S59	8°43'31.6"S	41°17'23.4"W	614	70	60	10	26.5°C	11:53	998 (4)	26.5°C	26	85,71	3,22	11,07	Areia franca	0,6	9,4	6	4	1	0,048084577
Neossolo Litólico	09/11/2024	Porção de Afrânio	S60	8°42'27.1"S	41°17'59.8"W	633	70	57	13	26.1°C	15:11	998 (4)	28.9°C	26	81,42	6,28	12,3	Franco Arenoso	0,2	9,8	2	4	2	0,079714476

Cambissolo Háplico	09/11/2024	Estrada de Cachoeira do Roberto	S 61	8°36'45,4"S	41°06'13,9"W	545	70	60	10	27°C	15:26	998 (4)	28,1°C	4	85,71	2,4	11,89	Arcia franca	0,4	9,6	4	3	1	0,057889155
-----------------------	------------	---------------------------------------	------	-------------	--------------	-----	----	----	----	------	-------	---------	--------	---	-------	-----	-------	-----------------	-----	-----	---	---	---	-------------

Elaboração: Próprio autor (2024 - 2025).

APÊNDICE C

Resultados Estatísticos oriundos das tentativas de validação do modelo de projeção de uso e cobertura das terras realizados no *software* Dinamica EGO

Modelo	Kappa	IEG	R²	Pearson	Joint Information Uncertainty	Métrica da paisagem		Variáveis				Classe de uso e cobertura das terras					
						Expander (%)	Patcher (%)	Solo	Canais de irrigação	Declividade	Estrada	Caatinga Fechada/Densa (CD)	Caatinga Aberta/Esparsa (CA)	Solo exposto/Pastagem/ Agricultura de sequeiro (SE)	Agricultura Irrigada (AG)	Algaroba/Agric ultura de vazante (AL)	Área Urbana (U)
MPUSO 1	0,224	0,314	0,284	0,424	0,21	80	20	RP=CA->AG	IN	IN	IN	RP=SE->AG	IN	IN	IN	RP=CA->AG	IN
MPUSO 2	0,268	0,358	0,328	0,468	0,358	90	10	AT=CD->CA	AT=CA->SE	IN	AT=CD->CA	RP=SE->AG	AT=AG->CD	RP=CD->CA	AT=CD->CA	RP=CA->AG	IN
MPUSO 3	0,276	0,366	0,336	0,476	0,366	90	10	RP=CA->AG	AT=CA->SE	RP=AG->SE	AT=CD->CA	RP=AG->CA	RP=AG->CD	RP=AG->CD	AT=CD->CA	RP=CA->AG	IN
MPUSO 4	0,290	0,380	0,350	0,490	0,380	90	10	RP=CA->AG	AT=CD->CA	RP=AG->SE	RP=CD->SE	AT=SE->CA	RP=CD->CA	AT=CD->CA	AT=CD->CA	RP=CA->AG	IN
MPUSO 5	0,291	0,381	0,351	0,491	0,381	90	10	RP=CA->AG	AT=CD->CA	RP=AG->SE	AT=CD->CA	AT=SE->CA	RP=CD->CA	AT=CD->CA	AT=CD->CA	RP=CA->AG	IN
MPUSO 6	0,293	0,393	0,360	0,500	0,383	99	1	RP=CA->AG	AT=CD->CA	RP=CA->AL	AT=CD->CA	RP=SE->AG	RP=AG->CA	RP=AG->CA	RP=CA->AG	RP=CA->AG	IN
MPUSO 7	0,299	0,389	0,359	0,499	0,389	99	1	RP=CA->AG	AT=CD->CA	RP=SE->AG	RP=CD->CA	RP=CA->AL	RP=SE->AL	RP=CA->AL	AT=CD->CA	RP=CA->AG	IN
MPUSO 8	0,303	0,393	0,363	0,503	0,393	90	10	RP=CA->AG	AT=CD->CA	RP=SE->AG	RP=CD->CA	RP=SE->AG	AT=AL->CA	RP=CA->AL	AT=AL->CD	RP=CA->AG	IN
MPUSO 9	0,305	0,427	0,365	0,505	0,395	90	10	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=SE->AG	AT=CD->CA	RP=AG->CA	AT=AL->CA	RP=CA->AL	AT=AL->CD	RP=CA->AG	IN
MPUSO 10	0,306	0,396	0,380	0,520	0,396	90	10	RP=CA->AL	RP=CD->CA	RP=SE->AG	AT=SE->CD	AT=SE->CA	RP=AG->CA	RP=AG->CA	RP=CD->CA	RP=CA->AG	IN
MPUSO 11	0,311	0,403	0,371	0,511	0,401	90	10	RP=CA->AG	AT=CA->SE	RP=CA->AG	RP=CD->SE	AT=AG->CD	AT=AG->CD	RP=CD->CA	AT=CD->CA	RP=CA->AG	IN
MPUSO 12	0,312	0,440	0,372	0,512	0,402	90	10	AT=AG->CD	AT=CA->SE	RP=AG->CA	RP=CD->SE	AT=AL->CA	AT=AL->CA	RP=CD->CA	AT=AL->CA	RP=CA->AG	IN
MPUSO 13	0,313	0,403	0,373	0,513	0,403	90	10	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=SE->AG	AT=CD->CA	AT=AL->CD	AT=CD->AG	AT=CD->SE	AT=AL->CD	RP=CA->AG	IN
MPUSO 14	0,313	0,403	0,373	0,513	0,403	86	14	RP=CA->AL	AT=SE->AG	RP=CA->AL	AT=SE->AG	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=AL->CA	RP=CA->AG	IN
MPUSO 15	0,313	0,443	0,373	0,513	0,403	86	14	RP=CA->AG	AT=SE->AG	RP=CA->AL	AT=SE->AG	RP=CA->AL	AT=CD->AG	RP=CA->AL	AT=CA->CD	AT=CD->AL	IN
MPUSO 16	0,314	0,404	0,374	0,514	0,404	86	14	RP=CA->AG	AT=SE->AG	RP=CA->AL	AT=SE->AG	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=AL->CD	AT=CD->AL	IN
MPUSO 17	0,320	0,440	0,412	0,552	0,410	86	14	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=CA->AL	AT=CD->CA	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=AL->CD	AT=CD->AL	IN
MPUSO 18	0,328	0,418	0,388	0,528	0,418	86	14	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=CA->AL	AT=CD->CA	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=AL->CD	AT=CD->AL	IN
MPUSO 19	0,328	0,418	0,388	0,528	0,418	86	14	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=CA->AL	AT=CD->CA	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=AL->CD	AT=CD->AL	IN
MPUSO 20	0,329	0,419	0,389	0,529	0,419	85	15	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=CA->AL	AT=CD->CA	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=AL->CD	AT=CD->AL	IN
MPUSO 21	0,330	0,420	0,400	0,540	0,420	85	15	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=SE->AG	AT=CD->CA	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=AL->CD	AT=CD->AL	IN
MPUSO 22	0,330	0,420	0,390	0,530	0,420	86	14	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=SE->AG	AT=CD->CA	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=AL->CD	AT=CD->AL	IN
MPUSO 23	0,331	0,427	0,391	0,531	0,421	86	14	RP=CA->AG	RP=CD->CA	RP=SE->AG	AT=AG->CD	AT=SE->CA	AT=CD->CA	AT=CA->SE	AT=CD->CA	RP=CA->AG	IN
MPUSO 24	0,333	0,450	0,393	0,533	0,423	70	30	RP=CA->AG	RP=CD->CA	RP=SE->AG	AT=CD->CA	RP=AG->CA	AT=AL->CA	RP=CA->AL	AT=AL->CD	RP=CA->AG	IN
MPUSO 25	0,333	0,423	0,412	0,552	0,423	70	30	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=SE->AG	AT=CD->CA	RP=AG->CA	AT=AL->CA	RP=CA->AL	AT=AL->CD	RP=CA->AG	IN
MPUSO 26	0,335	0,455	0,395	0,535	0,425	70	30	RP=CA->AG	AT=SE->CD	RP=CA->AL	AT=SE->CD	AT=AL->CA	AT=SE->CA	AT=CD->SE	AT=AL->CD	RP=CA->AG	IN
MPUSO 27	0,305	0,405	0,345	0,465	0,355	37	63	RP=CA->AG	RP=CD->CA	RP=CA->AL	AT=SE->CD	AT=AG->CD	AT=AG->CD	AT=CD->CA	AT=CD->CA	RP=CA->AG	IN
MPUSO 28	0,317	0,397	0,381	0,491	0,377	37	63	RP=CA->AG	RP=CD->CA	RP=CA->AL	AT=CD->CA	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=AL->CD	RP=CA->AG	IN
MPUSO 29	0,318	0,418	0,398	0,518	0,378	37	63	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=SE->AG	AT=CD->CA	RP=AG->CA	AT=AL->CA	RP=CA->AL	AT=AL->CD	RP=CA->AG	IN
MPUSO 30	0,340	0,437	0,421	0,561	0,430	37	63	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=CA->AL	AT=CD->CA	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=AL->CD	RP=CA->AG	IN
MPUSO 31	0,343	0,433	0,403	0,543	0,433	50	50	RP=CA->AG	AT=CA->SE	RP=SE->AG	AT=CD->CA	AT=AG->CD	AT=AG->CD	AT=CD->CA	AT=CD->CA	RP=CA->AG	IN
MPUSO 32	0,349	0,439	0,409	0,549	0,439	50	50	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=SE->AG	AT=CD->CA	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=CD->AL	RP=CA->AG	IN
MPUSO 33	0,351	0,452	0,411	0,551	0,441	86	14	RP=CA->AG	AT=SE->CD	RP=CA->AL	AT=SE->CD	AT=AL->CA	AT=SE->CA	AT=CD->SE	AT=CD->AL	RP=CA->AG	IN
MPUSO 34	0,352	0,442	0,412	0,552	0,442	86	14	RP=CA->AG	AT=SE->CD	RP=SE->AG	AT=CD->CA	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=CD->AL	RP=CA->AG	IN
MPUSO 35	0,353	0,443	0,413	0,553	0,443	86	14	RP=CA->AG	AT=SE->CD	RP=SE->AG	AT=CD->CA	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=CD->AL	RP=CA->AG	IN
MPUSO 36	0,355	0,465	0,415	0,555	0,445	86	14	RP=CA->AG	AT=SE->CD	RP=SE->AG	AT=CD->CA	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=CD->AL	RP=CA->AG	IN
MPUSO 37	0,357	0,447	0,417	0,557	0,447	86	14	RP=CA->AG	AT=SE->CD	RP=CA->AL	AT=CD->CA	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=AL->CD	RP=CA->AG	IN
MPUSO 38	0,358	0,448	0,418	0,558	0,448	90	10	RP=CA->AG	AT=SE->CD	RP=SE->AG	AT=CD->CA	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=CD->AL	RP=CA->AG	IN
MPUSO 39	0,360	0,450	0,420	0,560	0,450	80	20	AT=SE->CA	AT=AG->CD	RP=CA->AG	RP=AG->CD	AT=AL->CA	RP=SE->CA	AT=CD->SE	AT=CD->AL	RP=CA->AG	IN
MPUSO 40	0,361	0,451	0,421	0,561	0,451	90	10	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=SE->AG	RP=AG->CD	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=CD->AL	RP=CA->AG	IN
MPUSO 41	0,362	0,452	0,432	0,572	0,452	90	10	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=SE->AG	RP=AG->CD	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=CD->AL	RP=CA->AG	IN
MPUSO 42	0,366	0,452	0,436	0,576	0,456	90	10	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=SE->AG	RP=AG->CD	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=CD->AL	RP=CA->AG	IN
MPUSO 43	0,341	0,411	0,411	0,551	0,431	70	30	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=SE->AG	RP=AG->CD	AT=AL->CD	AT=AL->CA	AT=CD->CA	AT=CD->AL	RP=CA->AG	IN
MPUSO 44	0,371	0,444	0,451	0,561	0,411	70	30	RP=CA->AG	AT=AG->CD	RP=SE->AG	RP=AG->CD	AT=AL->CA	AT=AL->CA	AT=CD->SE	AT=CD->AL	RP=CA->AG	IN
MPUSO 45	0,460	0,550	0,560	0,700	0,550	88	12	RP=AG->CD	RP=CA->CD	RP=CD->AG	RP=AG->CD	RP=CA->CD	AT=CD->CA	RP=CD->U	RP=CD->AG	RP=CD->AG	RP=CD->U
MPUSO 46	0,492	0,598	0,580	0,720	0,582	88	12	RP=AG->CD	RP=CA->CD	RP=CD->AG	RP=AG->CD	RP=CA->CD	AT=CD->CA	RP=CD->U	RP=CD->AG	RP=CD->AG	RP=CD->U
MPUSO 47	0,570	0,7	0,650	0,790	0,660	88	12	RP=AG->CD	RP=CA->CD	RP=CD->AG	RP=AG->CD	RP=CA->CD	AT=CD->CA	RP=CD->U	RP=CD->AG	RP=CD->AG	RP=CD->U
MPUSO 48	0,613	0,7	0,684	0,824	0,703	88	12	RP=AG->CD	RP=CA->CD	RP=CD->AG	RP=AG->CD	RP=CA->CD	AT=CD->CA	RP=CD->U	RP=CD->AG	RP=CD->AG	RP=CD->U
MPUSO 49	0,628	0,71	0,73	0,870	0,718	88	12	RP=AG->CD	RP=CA->CD	RP=CD->AG	RP=AG->CD	RP=CA->CD	AT=CD->CA	RP=CD->U	RP=CD->AG	RP=CD->AG	RP=CD->U

LEGENDA

Grau de atração (AT)	
Inexistente (IN)	
Muito Baixa	
Baixa	
Média	
Alta	
Muito Alta	
Extrema	

Grau de Repulsão (RP)	
Inexistente (IN)	
Muito Baixa	
Baixa	
Média	
Alta	
Muito Alta	
Extrema	

Elaboração: Próprio autor (2024 – 2025).