



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
DEPARTAMENTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA
MESTRADO EM GEOGRAFIA**

**A DEGRADAÇÃO DA COBERTURA VEGETAL E A EROSIÃO DOS SOLOS
COMO INDICADORES DE ÁREAS DESERTIFICADAS: UMA ANÁLISE DA
MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO RIACHO MUCUTÚ/PB**



JOSÉ ANTÔNIO VILAR PEREIRA

**JOÃO PESSOA/PB
AGOSTO DE 2021**

JOSÉ ANTÔNIO VILAR PEREIRA

**A DEGRADAÇÃO DA COBERTURA VEGETAL E A EROSIÃO DOS SOLOS
COMO INDICADORES DE ÁREAS DESERTIFICADAS: UMA ANÁLISE DA
MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO RIACHO MUCUTÚ/PB**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia (PPGG) da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), como requisito para a obtenção do título de mestre em Geografia.

Linha de Pesquisa: Gestão do território e análise geoambiental

Orientador: Dr. Bartolomeu Israel de Souza

Coorientadora: Dra. Simone Mirtes Araújo Duarte

JOÃO PESSOA/PB
AGOSTO DE 2021

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

P436d Pereira, José Antônio Vilar.

A degradação da cobertura vegetal e a erosão dos solos como indicadores de áreas desertificadas : uma análise da microbacia hidrográfica do Riacho Mucutú/PB / José Antônio Vilar Pereira. - João Pessoa, 2021.

124 f. : il.

Orientação: Bartolomeu Israel de Souza.

Coorientação: Simone Mirtes Araújo Duarte.

Dissertação (Mestrado) - UFPB/CCEN.

1. Desertificação - Microbacia - Riacho Mucutú /PB. 2. Erosão - Potencial natural. 3. Erosão laminar. 4. Degradação - Cobertura vegetal. 5. Semiárido - Paraíba. I. Souza, Bartolomeu Israel de. II. Duarte, Simone Mirtes Araújo. III. Título.

UFPB/BC

CDU 504.123(813.3)(043)

"A Degradação da Cobertura Vegetal e a Erosão dos Solos como Indicadores de Áreas Desertificadas: Uma Análise da Microbacia Hidrográfica do Riacho Mucutú/PB"

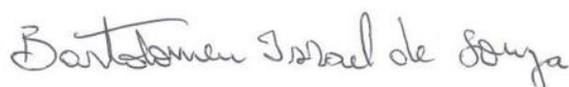
por

José Antônio Vilar Pereira

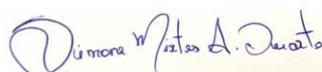
Dissertação de Mestrado apresentada ao Corpo Docente do Programa de Pós-graduação em Geografia do CCEN-UEPB, como requisito total para obtenção do grau de Mestre em Geografia.

Área de concentração: Território, trabalho e Ambiente.

Aprovado por:



Prof. Dr. Bartolomeu Israel de Souza
Orientador



Prof^a. Dr^a. Simone Mirtes Araújo Duarte
Coorientadora



Prof. Dr. Jonas Otaviano Praça de Souza
Examinador interno



Prof^a. Dr^a. Soahd Arruda Rached Farias
Examinadora externa

**Universidade Federal da Paraíba
Centro de Ciências Exatas e da Natureza
Programa de Pós-graduação em Geografia
Cursos de Mestrado e Doutorado em Geografia**

Agosto/2021.

DEDICATÓRIA

*Dedico a todas as vítimas da
pandemia do COVID-19 e a todas as
pessoas que acreditam na Ciência.*

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter me dado mais uma oportunidade de estudar, forças, saúde mental para não desistir e por permitir a realização de mais um sonho.

A minha mãe Marli Vilar, por todo o esforço, dedicação e por ter proporcionado a estrutura necessário que me permitiu estudar e realizar meus sonhos profissionais e pessoais.

A minha família, meus irmãos Fernanda Vilar, Alberto Vilar e especialmente a minha irmã Ana Paula Vilar e ao meu cunhado Carlos Alves por toda ajuda, conselhos e incentivo.

A Janderson Hugo pela dedicação, companheirismo e paciência nos momentos difíceis ao longo dessa trajetória.

Ao professor Dr. Bartolomeu Israel de Souza, por ter aceitado me orientar e principalmente por ter dedicado o seu tempo para me ensinar pacientemente e também pelos valiosos conselhos e contribuições a este trabalho.

A minha amiga e coorientadora Dra. Simone Mirtes Araújo Duarte por ter me acompanhado desde a graduação com paciência e humildade para me ensinar. E especialmente por ter me ajudado ao longo dessa pesquisa, compreendendo minhas dificuldades, fornecendo seus conselhos, seu carro, seu apartamento, sua companhia nos estudos de campo e por ter acreditado e confiado em mim.

Agradeço imensamente a Inocencio de Oliveira Borges Neto, por todo o seu companheirismo durante esses dois anos de mestrado, por estar sempre disposto a contribuir e por ter se tornado em um grande amigo.

A Valdeane Brito que abriu as portas da sua casa e me deu abrigo em João Pessoa.

A Cassiano José Lages por ter dedicado o seu conhecimento e tempo para me ensinar a metodologia do Potencial Natural a Erosão.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Geografia da UFPB, em especial a professora Dra. Dirce Maria Antunes Suertegaray pelos conhecimentos repassados e pela compreensão em me liberar mais cedo de suas aulas para não perder o ônibus.

A minha amiga e orientadora da vida acadêmica Dra. Janaína Barbosa, por ter me apresentado ao mundo da pesquisa, pelos conselhos e por sempre ter me incentivado a melhorar enquanto profissional.

Aos amigos adquiridos ao longo da graduação na Universidade Federal de Campina Grande, Iluliane, Ana Paula, Juliana e especialmente a Brenda Henrique, Elielson Brito e Evelyn Marques pelas conversas e pelo o apoio de sempre.

Aos colegas e amigos que adquiri durante o mestrado, em especial a Diego Dantas, Igor Carlos, Renata Barros, Stephanie Medeiros, Thiago Farias, Eini Cardoso e Janaína Oliveira.

A Davidson Matheus e a Amaro Sales pela dedicação e a troca de conhecimentos durante o período de estudos para a prova de seleção do mestrado.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento a essa pesquisa.

Muito obrigado a todos que de alguma forma contribuíram e ajudaram a concluir mais uma etapa da minha vida.

RESUMO

A retirada da cobertura vegetal é uma das principais causas dos processos erosivos que provocam a eliminação da camada superficial dos solos, responsável por abrigar o húmus e os nutrientes necessários para o desenvolvimento das plantas. Diante disto, a erosão pode causar a redução ou eliminação da fertilidade dos solos. Na região semiárida esse processo é um dos principais agentes responsáveis pelo surgimento de áreas desertificadas. Neste cenário, esta pesquisa tem como objetivo geral, realizar uma análise prognóstica das áreas com risco ao processo de desertificação na microbacia do riacho Mucutú/PB a partir da correlação da degradação da cobertura vegetal e do seu potencial natural à erosão. A microbacia compreende uma área de 724,628 km² e está localizada entre as microrregiões geográficas do Seridó e Cariri paraibano, abrangendo parcialmente a área de sete municípios. Para o monitoramento espaço-temporal do uso e da cobertura do solo, realizou-se o processamento digital de duas imagens do satélite Landsat 5 dos anos de 1990 e 2005 e uma imagem do Landsat 8 de 2019. A quantificação do Potencial Natural a Erosão (PNE) foi obtido através da análise das variáveis físicas da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS): erodibilidade dos solos (fator K), erosividade das chuvas (fator R) e o fator topográfico (fator LS) a partir da álgebra de mapas. Para a identificação e espacialização dos riscos a desertificação, empregou-se a técnica de análise multicritérios, fazendo o cruzamento dos mapas de degradação da cobertura vegetal e das variáveis do PNE. Os resultados indicaram que as práticas econômicas desenvolvidas no espaço-tempo analisado, resultaram na simplificação e redução da densidade da cobertura vegetal da microbacia, destacando-se a pecuária extensiva, a agricultura de subsistência e a mineração como as mais degradantes. Identificou-se uma grande variação no potencial natural à erosão com valores entre 4,34 a 3.863 t.ha.ano e média de 62,32 t.ha.ano. Os menores valores encontram-se distribuídos nas áreas planas, enquanto os maiores índices foram verificados nas áreas de relevo forte ondulado onde predominam os Argissolos Vermelhos e Neossolos Regolíticos com alta erodibilidade. Verificou-se que mais de 81% do território da microbacia tem Risco Alto e Muito Alto à desertificação, enquanto apenas 3,4% e 14,34% apresenta Risco Baixo e Moderado, respectivamente. As áreas de maior risco estão localizadas onde ocorreu maior degradação da cobertura vegetal, com solos de alta erodibilidade e nas regiões onde desenvolve-se com maior intensidade a agropecuária e atividades de mineração. Já as áreas mapeadas como de menor risco, estão localizadas nas regiões de mais difícil acesso, como o topo das serras que ainda apresentam vegetação relativamente conservada.

Palavras-chave: Microbacia do riacho Mucutú, potencial natural à erosão, erosão laminar, degradação, desertificação.

ABSTRACT

The removal of vegetation cover is one of the main causes of the erosive processes that causes the elimination of the surface layer of soils, responsible for housing the humus and nutrients necessary for the development of plants. In view of this, erosion can cause the reduction or elimination of soil fertility. In the semiarid region this process is one of the main agents responsible for the emergence of deserted areas. In this scenario, this research has as its general objective, to perform a prognostic analysis of the areas at risk to the desertification process in the watershed of Mucutú/PB stream from the correlation of the degradation of the vegetation cover and its natural potential to erosion. The watershed comprises an area of 724,628 km² and is located between the geographic microregions of Seridó and Cariri paraibano, partially covering the area of seven municipalities. For the spatiotemporal monitoring of land use and cover, two Landsat 5 satellite images from 1990 and 2005 and an image of Landsat 8 from 2019 were digitally processed. The quantification of Natural Erosion Potential (NEP) was obtained through the analysis of the physical variables of the Universal Equation of Soil Losses (USLE): soil erodibility (factor K), rainfall erosivity (factor R) and the topographic factor (factor LS) from the algebra of maps. For the identification and spatialization of desertification risks, the multicriteria analysis technique was used, crossing the degradation maps of the vegetation cover and the variables of the NEP. The results indicated that the economic practices developed in the analyzed space-time resulted in the simplification and reduction of the density of the vegetation cover of the watershed, especially extensive livestock, subsistence agriculture and mining as the most degrading. A great variation in the natural potential for erosion was identified with values between 4,34 and 3.863 t.ha.year and an average of 62,32 t.ha.year. The lowest values are distributed in the flat areas, while the highest indices were verified in the areas of strong wavy relief where the Red Argisols and Regosols with high erodibility predominate. It was found that more than 81% of the territory of the watershed has High and Very High Risk to desertification, while only 3,4% and 14,34% present Low and Moderate Risk, respectively. The areas of greatest risk are located where there was greater degradation of vegetation cover, with soils of high erodibility and in the regions where agricultural and mining activities develop with greater intensity. On the other hand, the areas mapped as less at risk are located in the most difficult to reach regions, such as the top of the highlands that still have relatively conserved vegetation.

Keywords: Mucutú stream watershed, natural potential for erosion, sheet erosion, degradation, desertification.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01: Localização da Microbacia do Riacho Mucutú.....	07
Figura 02: Municípios que compõem a área de estudo.....	08
Figura 03: Compartimentação geomorfológica da MHRM.....	09
Figura 04: Hipsometria da Microbacia Hidrográfica do Riacho Mucutú/PB.....	10
Figura 05: Declividade da Microbacia Hidrográfica do Riacho Mucutú/PB.....	11
Figura 06: Relevo plano da Superfície dos Cariris.....	12
Figura 07: Serra do Borges no município de Juazeirinho.....	12
Figura 08: Drenagem da microbacia do riacho Mucutú.....	13
Figura 09: Açude Mucutú.....	15
Figura 10: Solos da microbacia.....	16
Figura 11: Vegetação sob Neossolo Litólico em área serrana no município de Juazeirinho.....	18
Figura 12: Antropismo e cobertura natural da Microbacia do Riacho Mucutú.....	20
Figura 13: Remanescente de vegetação natural em área serrana no município de Juazeirinho.....	21
Figura 14: Vegetação antropizada com predomínio de áreas de solo exposto no município de Santo André.....	21
Figura 15: Áreas susceptíveis à desertificação no mundo (1977).....	27
Figura 16: Localização das terras secas susceptíveis à desertificação no mundo.....	30
Figura 17: Evolução das terras secas no mundo.....	31
Figura 18: Áreas Susceptíveis à Desertificação no Brasil – ASD.....	34
Figura 19: Fluxograma das principais etapas do trabalho.....	48
Figura 20: Comparação entre o IVDN e o IVAS.....	56
Figura 21: Localização dos Pontos de Coletas de Solos.....	58
Figura 22: Coleta de Solos.....	59
Figura 23: Uso e cobertura do solo na Microbacia do Riacho Mucutú em 1990.....	66
Figura 24: Uso e cobertura do solo na Microbacia do Riacho Mucutú em 2005.....	67
Figura 25: Uso e cobertura do solo da Microbacia do Riacho Mucutú em 2019.....	68
Figura 26: Dinâmica das alterações nas classes de uso e cobertura do solo entre os anos de 1990 a 2019.....	69
Figura 27: Caprinos criados de forma extensiva.....	72

Figura 28: Queima de espinhos do xique-xique (<i>Cereus gounellei</i>) para facilitar a alimentação do gado em período de estiagem.....	73
Figura 29: Broca da cobertura vegetal e queima para expansão de áreas de agricultura..	74
Figura 30: Rejeito da extração de caulim no município de Tenório.....	75
Figura 31: Erosividade das Chuvas na MHRM.....	76
Figura 32: Erosividade mensal entre os anos de 2005 a 2020.....	78
Figura 33: Fator Topográfico (LS).....	80
Figura 34: Erodibilidade dos Solos (Fator K).....	82
Figura 35: Luvissole Crômico no município de Santo André/PB.....	83
Figura 36: Potencial Natural da Microbacia à Erosão.....	85
Figura 37: Processo erosivo em área de relevo ondulado e Neossolo Regolítico.....	86
Figura 38: Risco à desertificação.....	88
Figura 39: Vegetação conservada em área serrana.....	89
Figura 40: Extração de caulim em área de vegetação densa.....	90
Figura 41: Vegetação ciliar composta por algaroba (<i>Prosopis juliflora</i>).....	90
Figura 42: Cobertura vegetal na classe de Risco Moderado com predomínio da espécie pioneira Jurema Preta (<i>Mimosa tenuiflora</i>).....	92
Figura 43: Paisagem na classe de Risco Alto.....	93
Figura 44: Paisagem na área de risco Muito Alto.....	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Área dos municípios inseridos na microbacia.....	08
Tabela 2: Classes de Antropismo.....	20
Tabela 3: Classificação do clima conforme índice de aridez.....	26
Tabela 4: Características das imagens de satélite utilizadas.....	50
Tabela 5: Descrição das bandas e faixas espectrais correspondentes ao TM - Landsat 5, coeficientes de calibração mínimo (a) e máximo (b) e irradiância solar espectral no topo da atmosfera ($ESUN\lambda$).....	52
Tabela 6: Quantificação das classes de uso e cobertura do solo.....	66
Tabela 7: Distribuição do rebanho de bovinos, caprinos e ovinos nos municípios que compõem a microbacia.....	71
Tabela 8: Distribuição das classes de solos na MHRM e seus respectivos valores de erodibilidade (fator K).....	81
Tabela 9: Distribuição das Classes de PNE.....	85
Tabela 10: Quantificação das classes de risco à desertificação.....	88

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1: Calibração radiométrica.....	51
Equação 2: Cômputo da Reflectância para Landsat 5.....	52
Equação 3: Cômputo da Reflectância para Landsat 8.....	52
Equação 4: Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (IVDN).....	53
Equação 5: Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (IVAS).....	54
Equação 6: Potencial Natural à Erosão.....	56
Equação 7: Índice de erosão (EI).....	57
Equação 8: Erosividade da Chuva (R).....	57
Equação 9: Erodibilidade dos Solos (K).....	58
Equação 10: Fator Topográfico (LS).....	59
Equação 11: Risco à Desertificação (RD).....	61

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	01
2. OBJETIVOS.....	04
2.1 Geral.....	04
2.2 Específicos.....	04
3. CARACTERIZAÇÃO GEOAMBIENTAL DA ÁREA DE ESTUDO.....	06
3.1 Localização da Área de Estudo.....	06
3.2 Relevo.....	08
3.3 Clima e Recursos Hídricos.....	12
3.4 Solos e Vegetação.....	15
4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	23
4.1 Degradação Ambiental e Desertificação: abordagem conceitual e histórica.....	23
4.1.1 Deserto e Desertificação.....	28
4.1.2 A Degradação e a Desertificação no Mundo.....	29
4.1.3 A Degradação e a Desertificação no Brasil.....	33
4.1.4 A Desertificação no Estado da Paraíba.....	35
4.2 Erosão dos Solos.....	37
4.2.1 Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) e Potencial Natural a Erosão (PNE).....	40
4.3 Suscetibilidade, Risco e Vulnerabilidade Ambiental.....	42
4.4 As Geotecnologias Aplicadas ao Estudo da Degradação das Terras.....	43
5. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	48
5.1 Análise geoambiental da área de estudo.....	49
5.2 Monitoramento do uso e cobertura do solo.....	49
5.2.1 Escolha e Aquisição das Imagens.....	50
5.2.2 Pré-Processamento.....	50
5.2.3 Processamento Digital das Imagens – PDI.....	51

5.2.4 Classificação das Imagens.....	54
5.2.5 Seleção do Índice de Vegetação.....	55
5.3 Potencial Natural à Erosão Laminar.....	56
5.3.1 Erosividade da Chuva (R).....	57
5.3.2 Erodibilidade dos Solos (K).....	57
5.3.3 Fator Topográfico (LS).....	59
5.4 Risco à Desertificação.....	60
6. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	64
6.1 Monitoramento da Dinâmica Espaço-temporal da Cobertura Vegetal na Microbacia.....	64
6.2 Potencial Natural da Microbacia do Riacho Mucutú à Erosão.....	76
6.2.1 Erosividade das Chuvas (R).....	76
6.2.2 Fator Topográfico (LS).....	79
6.2.3 Fator Erodibilidade dos Solos (K).....	81
6.2.4 Potencial Natural à Erosão.....	84
6.3 Risco à Desertificação na Microbacia do Riacho Mucutú.....	87
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	96
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	98

1. INTRODUÇÃO

Os recursos naturais sempre foram a base para o desenvolvimento da humanidade desde os primórdios de nossa existência. No período primitivo o ser humano retirava da natureza apenas aquilo que era necessário para a sua sobrevivência, sem causar grandes alterações na capacidade de recuperação das plantas e animais.

Entretanto, a partir da expansão do modo de produção capitalista no século XVIII, quando houve um rápido crescimento da população mundial e conseqüentemente das necessidades de consumo, intensificando os processos de industrialização, urbanização e de avanço da agricultura, a pressão que a sociedade passa a exercer na natureza torna-se mais agressiva, causando maiores modificações e transformações nas paisagens em diferentes escalas (OLIVEIRA, 2017; SOUZA, 2016).

Desde então, segundo Alves (2016) os recursos naturais vêm sendo degradados e pouco priorizados, em comparação aos interesses econômicos. Dessa maneira, é possível estabelecer um paralelo entre a crescente exploração da natureza e o avanço técnico-científico e econômico, onde o ser humano tem se transformado de forma progressiva e intensiva em agente modificador do meio no qual vive, modelando os ambientes de acordo com as suas necessidades (LIMA, 2013). Em decorrência desse processo, a população tem se deparado com uma diversidade de problemas ambientais, dentre os quais, destaca-se o desmatamento que intensifica os processos erosivos e conseqüentemente a degradação dos solos (BORRELI et al., 2017; 2020; MIRZABAEV et al., 2019).

Os impactos negativos das atividades humanas sobre a natureza são mais evidentes em regiões onde a necessidade de sobrevivência predomina sobre as questões ambientais, como nas áreas de clima árido e semiárido do planeta (FAO, 2019a; 2019b). Os solos dessas regiões geralmente são utilizados para o desenvolvimento de atividades de subsistência como a agricultura, a pecuária e o extrativismo mineral e vegetal.

Normalmente essas práticas são realizadas através de técnicas inadequadas, que quando aliadas as características naturais desses ambientes, provocam a redução da cobertura vegetal e conseqüentemente da proteção natural dos solos, podendo torná-los mais arenosos e menos férteis. Tal fato pode desencadear processos de degradação mais intensos e na maioria das vezes irreversíveis, como por exemplo, a desertificação (CERQUEIRA; SANTOS, 2017; MIRZABAEV et al., 2019; PALMIERI; LARACH, 2004).

O processo de desertificação foi definido oficialmente pela Organização das Nações Unidas (1994) como “a degradação da terra nas zonas áridas, semiáridas e subúmidas secas resultantes de fatores diversos, tais como as variações climáticas e as atividades humanas”. Este fenômeno é o nível mais preocupante da degradação das terras secas (*drylands*) devido ao caráter de ruptura e irreversibilidade do estado de resiliência dos sistemas ambientais (SILVA, 2018).

Para Sun et al. (2019) a desertificação é um problema ambiental complexo, induzido por interações multifacetadas entre vários fatores. Entretanto, Travassos e Souza (2011) apontam que a retirada da cobertura vegetal é o principal agente desencadeador desse tipo de degradação, uma vez que o papel de estabilizador natural que a vegetação desempenha para o solo diminui ou deixa de existir. Como consequência, os solos ficam mais susceptíveis a erosão, e há uma intensificação dos processos de escoamento que removem o horizonte superficial, onde se encontra a matéria orgânica, os nutrientes e os minerais essenciais para a nutrição das plantas (GOIS, 2017; OLSSON et al., 2019).

Os processos erosivos são comuns em áreas desertificadas e retroalimentam, processualmente, os estados de degradação ambiental, por desnudar os solos, dificultar a germinação e/ou o desenvolvimento de plantas, a reprodução agropecuária e favorecer o pressionamento ambiental (OLIVEIRA JÚNIOR, 2014; PRINCE et al., 2018).

Sendo assim, a desertificação é um problema mundial que atinge mais de 100 países da América Latina, Europa, Ásia, África e Oceania, abrangendo cerca de 33% da superfície da terra, onde vivem aproximadamente 2,6 bilhões de pessoas, ou 42% da população mundial, sendo Portugal, Brasil, Namíbia e a China os países mais afetados (OLIVEIRA, 2017).

No Brasil, as áreas susceptíveis à desertificação compreendem uma superfície de 1.340.862 km², abrangendo o território de 1482 municípios, onde vive uma população de mais de 31,6 milhões de habitantes (BRASIL, 2004). No país destaca-se a região semiárida como a mais afetada, onde a intensa exploração dos recursos naturais associado a séculos de atividades agropecuárias desenvolvidas em bases pouco sustentáveis vêm promovendo a diminuição da sua cobertura vegetal e a degradação física, química e biológica dos seus solos (PINHO, 2017; TRAVASSOS; SOUZA, 2011).

A Paraíba é o estado brasileiro com maior área desertificada, com cerca de 71% do seu território comprometidos por esse tipo de degradação. Dos 223 municípios paraibanos, 208 estão em áreas susceptíveis à desertificação, destacando-se as microrregiões do Cariri Oriental e Ocidental e do Seridó Oriental e Ocidental como as

mais afetadas. As causas da desertificação no Estado estão associadas às suas características naturais, principalmente ao seu clima majoritariamente seco e subúmido que compreende mais de 90% do seu território e as práticas agrícolas tradicionais que junto ao sistema de concentração de propriedades de terra e da água, conduzem a graves problemas socioeconômicos (ALVES, 2009; BRASIL, 2004; PEREZ-MARIN et al., 2012).

Diante da situação apresentada, é necessário a intensificação de estudos nas áreas atingidas pela desertificação, pois essa é uma questão que ainda requer um amadurecimento científico (LIMA, 2014). Dentro deste contexto, as bacias hidrográficas são frequentemente utilizadas como recorte espacial para realização de estudos desta natureza, tendo em vista que esses ambientes constituem uma unidade natural básica que permite a avaliação de forma integrada de elementos naturais e antrópicos que atuam transformando o equilíbrio dinâmico dos sistemas (ARTEAGA et al., 2020; NASCIMENTO; VILAÇA, 2008).

Ao levar em consideração esta perspectiva, destaca-se a microbacia hidrográfica do Riacho Mucutú/PB pela importante contribuição hídrica e econômica que desempenha para os municípios aos quais está inserida e por fazer parte das microrregiões do Seridó Paraibano, uma das áreas classificadas oficialmente pelo Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca como um Núcleo de Desertificação, e o Cariri Paraibano, ambas regiões caracterizadas pelo avançado processo de degradação provocado por atividades econômicas de intensa exploração dos recursos naturais.

Assim, o intuito desta pesquisa é avaliar a correlação dos processos erosivos com a degradação da cobertura vegetal e a sua influência na desertificação, em virtude da carência de estudos e dados deste tipo na escala de investigação proposta e no recorte espacial escolhido. Buscando uma análise integrada e a realização de um diagnóstico mais preciso das condições ambientais da microbacia e, portanto, servindo de instrumento básico para o planejamento ambiental da região.

2. OBJETIVOS:

2.1 Geral:

Realizar uma análise das áreas com risco ao processo de desertificação na microbacia hidrográfica do riacho Mucutú, na região semiárida da Paraíba, a partir da correlação da degradação da cobertura vegetal e do potencial natural da microbacia à erosão.

2.2 Específicos:

- Monitorar as alterações dos usos e da cobertura do solo entre os anos de 1990 a 2019;
- Analisar os níveis atuais de degradação da cobertura vegetal;
- Quantificar o potencial da microbacia à erosão laminar (PNE);
- Espacializar os diferentes níveis de risco à desertificação através da correlação do uso e ocupação do solo atual com a susceptibilidade natural da microbacia a erosão.



CARACTERIZAÇÃO GEOAMBIENTAL DA ÁREA DE ESTUDO

3. CARACTERIZAÇÃO GEOAMBIENTAL DA ÁREA DE ESTUDO

A paisagem pode ser compreendida como o resultado de uma combinação dinâmica, mas instável, composta de elementos físicos, biológicos e antrópicos no qual reagem dialeticamente, uns sobre os outros, e a fazem indissociável, sendo um único conjunto que está em constante evolução (BATISTA, 2011; BERTRAND; BERTRAND, 2007). Portanto, somente a partir de análises geoambientais com ênfase nos fatores que formam a paisagem, como relevo, rochas, clima, hidrografia, solos, vegetação e a sociedade é que podemos analisar, “a existência de ordem e entrosamento entre as partes ou elementos componentes de um conjunto, ao passo que o funcionamento e a interação entre tais elementos são resultantes da ação dos processos, que mantém a dinâmica e as relações entre eles” (CHRISTOFOLETTI, 1999).

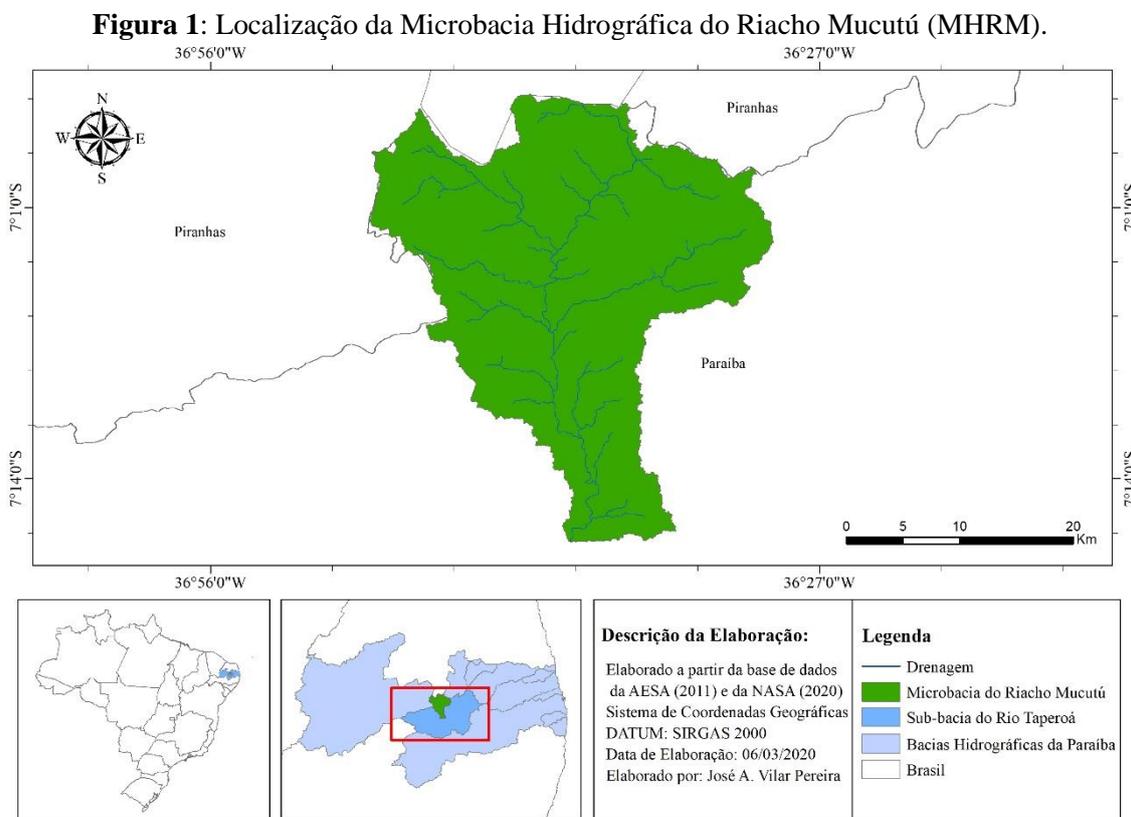
Mediante o exposto, esse capítulo se propõe a realizar uma caracterização geoambiental da área de estudo, com o intuito de favorecer a compreensão das suas características ambientais. Dessa maneira, foram levantadas e discutidas informações referentes as condições do relevo, clima, hidrografia, pedologia e do nível de antropização da cobertura vegetal.

3.1 Localização da Área de Estudo

A Microbacia Hidrográfica do Riacho Mucutú (MHRM) está localizada na porção central do estado da Paraíba, mais precisamente na mesorregião da Borborema, entre as microrregiões geográficas do Seridó Oriental e Ocidental e do Cariri Oriental e Ocidental (Figura 1). A microbacia compreende uma área de 724,628 km², está inserida na sub-bacia do rio Taperoá que por sua vez, faz parte da bacia hidrográfica do Rio Paraíba. O seu principal tributário é o Riacho Mucutú, de regime intermitente, que nasce no município de Juazeirinho.

A MHRM presta importante papel para os municípios aos quais está inserida, uma vez que, os riachos que a compõem drenam e abastecem um dos maiores e mais importantes reservatórios de água local, o açude Mucutú, com capacidade de armazenamento, segundo dados da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESAs, 2019), de 25.370.000 m³. Além disso, a microbacia constitui-se como uma afluente do rio Taperoá que desagua no rio Paraíba e abastece o açude Presidente

Epitácio Pessoa (Boqueirão), um dos mais importantes do Estado, responsável pelo abastecimento da cidade de Campina Grande e outros 18 municípios.

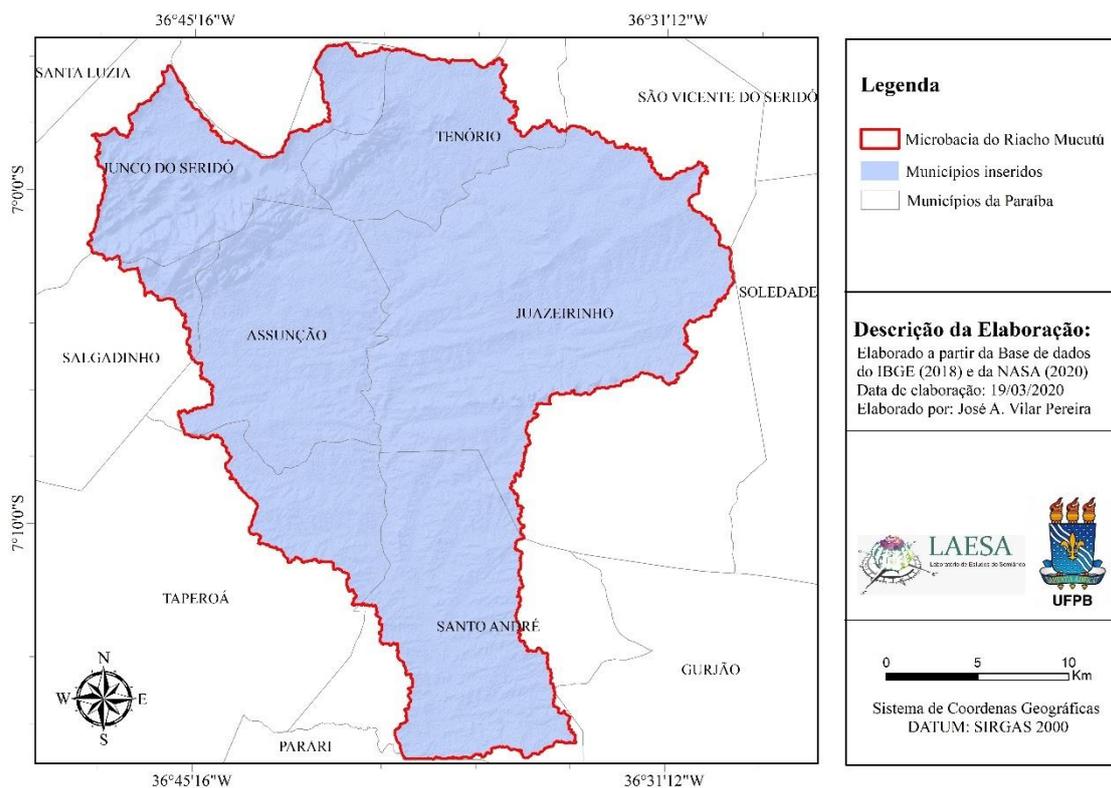


Fonte: Elaborado pelo autor.

A área de estudo compreende parcialmente o território de sete municípios: Juazeirinho, Tenório, Junco do Seridó, Salgadinho, Assunção, Taperoá e Santo André (Figura 2). Os municípios com as maiores extensões inseridos na microbacia são Juazeirinho (34,8%), Santo André (17,45%) e Assunção (16,53%) e os de menor área são Taperoá e Salgadinho com 6,99% e 1,53% respectivamente (Tabela 1).

Os municípios que compõem a microbacia apresentam condições sociais e econômicas semelhantes, destacando-se a pecuária extensiva, principalmente a de médio porte e a agricultura de subsistência como as principais atividades econômicas. Entretanto, além dessas, podemos citar outras atividades de menor expressão como a extração mineral e a exploração da vegetação nativa para produção de madeira, sendo uma das principais fontes energéticas para a fabricação de telhas e tijolos em olarias e também para a produção de carvão vegetal.

Figura 2: Municípios que compõem a área de estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 1: Área dos municípios inseridos na MHRM.

Município	Área (km ²)	Área na bacia (km ²)	Área na bacia (%)
Juazeirinho	467,99	252,20	34,80
Santo André	197,89	126,44	17,45
Assunção	126,52	119,77	16,53
Junco do Seridó	170,54	89,40	12,34
Tenório	105,36	75,05	10,36
Taperoá	628,79	50,70	6,99
Salgadinho	184,35	11,06	1,53

Fonte: Base de dados do IBGE (2018).

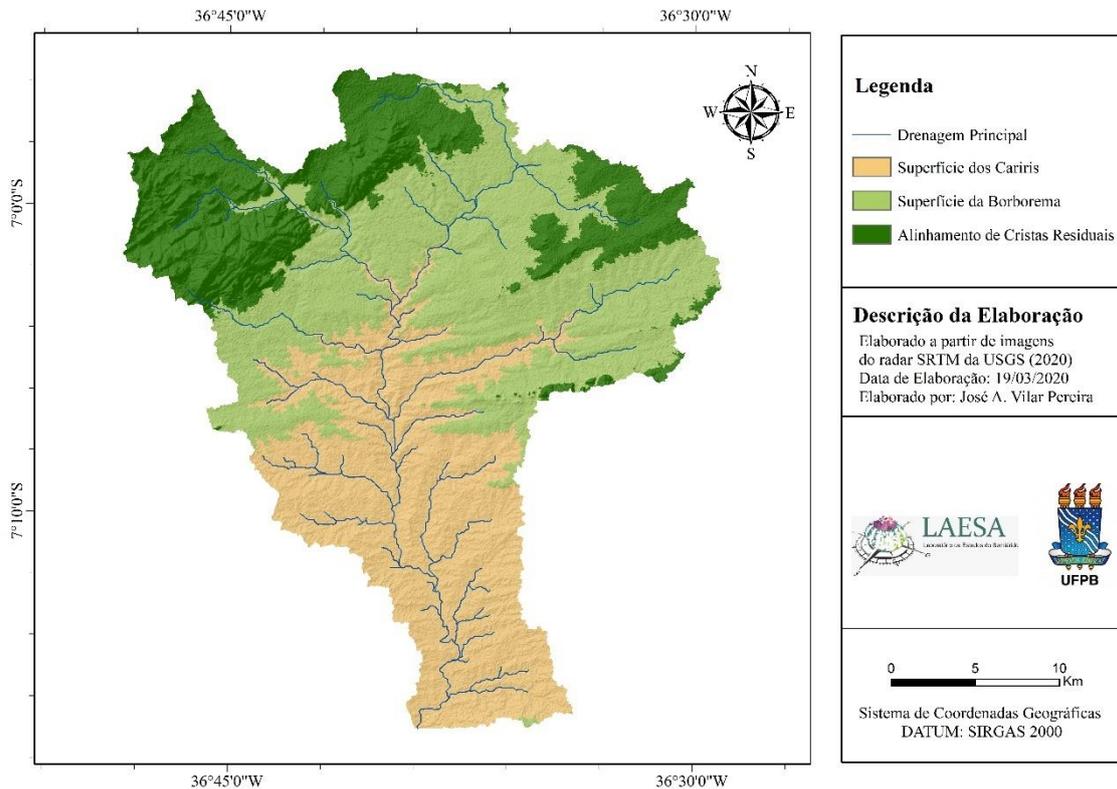
3.2 Relevo

A MHRM está totalmente inserida no Planalto da Borborema. Este relevo apresenta grande importância geomorfológica regional, pois reúne em seu conjunto vários níveis altimétricos sendo remanescentes de antigas superfícies de erosão (XAVIER et al., 2014).

O Planalto da Borborema estende-se até os limites com o Pediplano Sertanejo por meio de encostas muito erodidas, delineadas por uma linha de escarpa bastante tortuosa e profundamente entalhada pela drenagem, apresentando vales embutidos entre cristas de

quartzitos e paredões de granito-gnaiss (VITAL, 2011). Desta forma, segundo a classificação de Almeida (2012), a microbacia está inserida em três unidades geomorfológicas principais: a Superfície dos Cariris, a Superfície da Borborema e os Alinhamentos de Cristas Residuais (Figura 3).

Figura 3: Compartimentação geomorfológica da MHRM.



Fonte: Elaborado pelo autor.

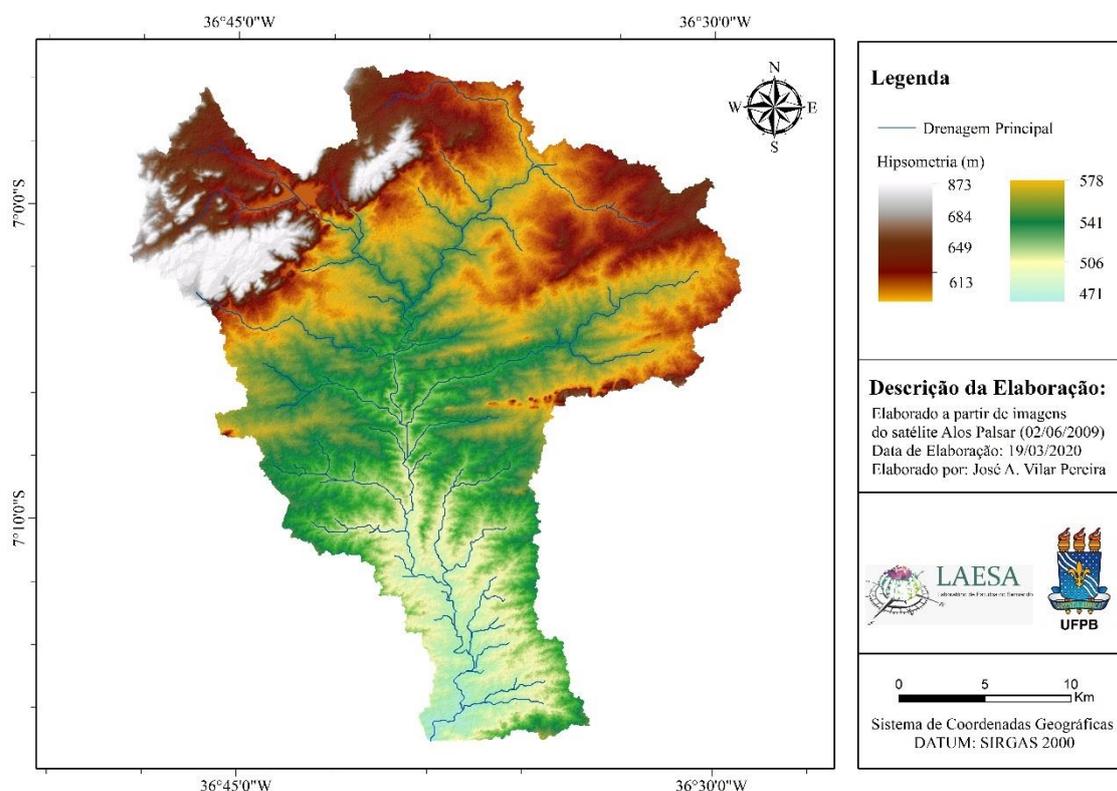
Conforme o mapa acima (Figura 3), percebe-se que a Superfície dos Cariris é a unidade de maior representatividade na microbacia, caracterizada segundo Ab'Sáber (1969) por apresentar em sua maioria, um relevo pouco acidentado, com altitudes entre os 450 a 550 metros. A Superfície da Borborema, por sua vez, é representada pelo predomínio de um relevo semi-colinoso de topo plano com vales de fundo plano, porém podendo ocorrer relevos com topos convexos cortados por vales em V ou de fundo plano, as cotas altimétricas variam entre os 550 m a 600 m (ALMEIDA, 2012).

Xavier et al. (2014) salientam que contrastando com a relativa uniformidade da paisagem geomorfológica da sub-bacia do rio Taperoá, da qual a área de estudo faz parte, é possível observar algumas serras elevadas. Essas regiões fazem parte dos Alinhamentos de Cristas residuais do Maciço da Borborema com altitudes variando entre 580 a 620 metros na sua base, chegando a valores superiores a 900 metros no topo (ALMEIDA,

2012). Na microbacia essas características podem ser observadas na Serra da Carneira, situada entre os municípios de Tenório e Junco do Seridó.

De modo geral, o relevo da MHRM não apresenta grandes variações de altitude, as maiores cotas são registradas nas proximidades dos divisores de água, principalmente a noroeste e a nordeste com valores entre 650 a 873 metros (Figura 4). Observa-se que as cotas que ocupam maior área da microbacia, predominam principalmente na sua porção central, com altitudes em torno dos 580 aos 613 metros. À medida que se aproxima da confluência do riacho Mucutú com o rio Taperoá ao sul, as altitudes diminuem gradativamente, variando de 471 aos 540 metros.

Figura 4: Hipsometria da Microbacia Hidrográfica do Riacho Mucutú/PB.

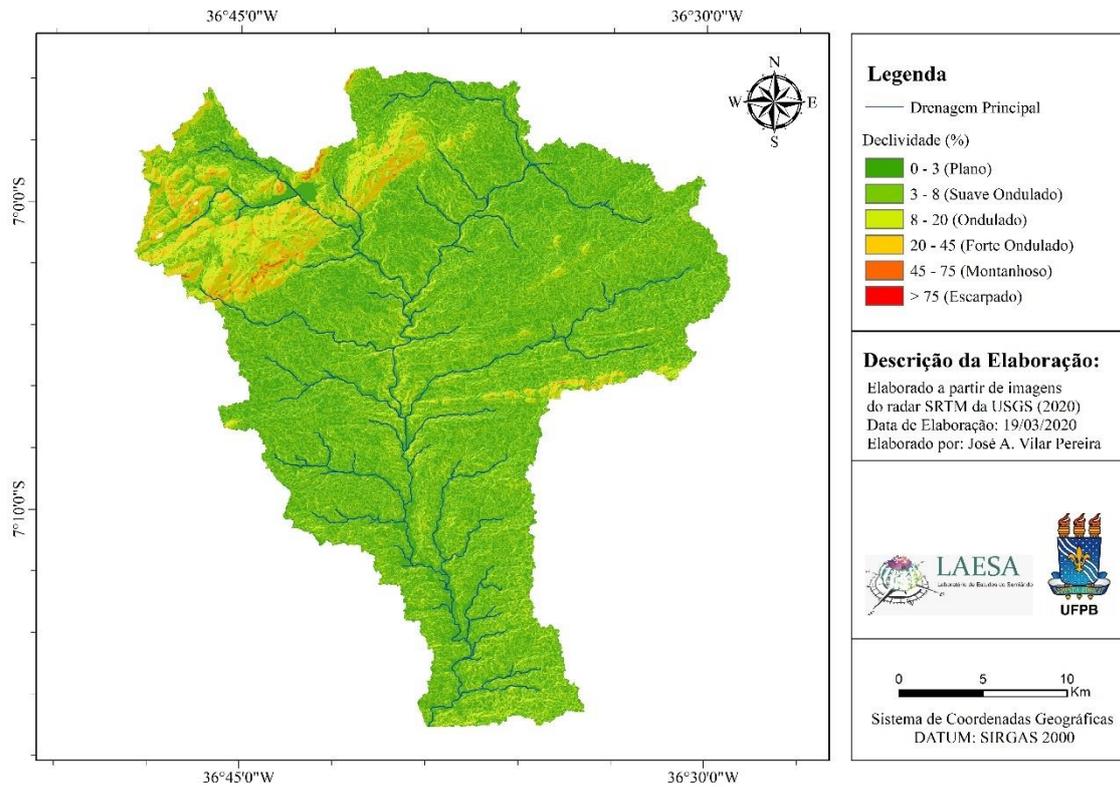


Fonte: Elaborado pelo autor.

Visualiza-se nas figuras 5 e 6 que a maior parte do relevo da microbacia pode ser classificado como plano a suave ondulado, apresentando grandes extensões da sua superfície com poucas mudanças nos declives, predominando os valores entre 0% a 20%. As maiores declividades são encontradas nas áreas de maior altitude nas regiões serranas, especificamente a Serra do Borges (Figura 7), localizada a sudoeste da bacia, e a Serra da Carneira, à noroeste, que apresentam valores acima de 20% podendo chegar até 100% em algumas áreas.

Conforme Mariano (2011), nas proximidades da barragem Mucutú, onde predominam valores entre 0% e 3%, as unidades geomorfológicas são dissecadas em colinas suaves, com vales em “V”, resultantes das ações erosivas do riacho Mucutú sobre a superfície do Planalto da Borborema.

Figura 5: Declividade da Microbacia Hidrográfica do Riacho Mucutú/PB.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 6: Relevo plano da Superfície dos Cariris nas proximidades do açude Mucutú.



Fonte: Acervo do autor, em fevereiro de 2020.

Figura 7: Serra do Borges no município de Juazeirinho.



Fonte: Acervo do autor, em maio de 2020.

3.3 Clima e Recursos Hídricos

Os fenômenos climáticos se configuram como uma das principais forças motrizes para as respostas da dinâmica que ocorre em uma bacia hidrográfica. A chuva por si só constitui uma variável interveniente no processo erosivo (GUERRA, 1994; MORGAN, 2005; SILVA, 2015). Desse modo, a microbacia está inserida no domínio do semiárido brasileiro, cuja as características principais são a grande variabilidade espaço-temporal das precipitações, o elevado índice de evapotranspiração e as altas temperaturas.

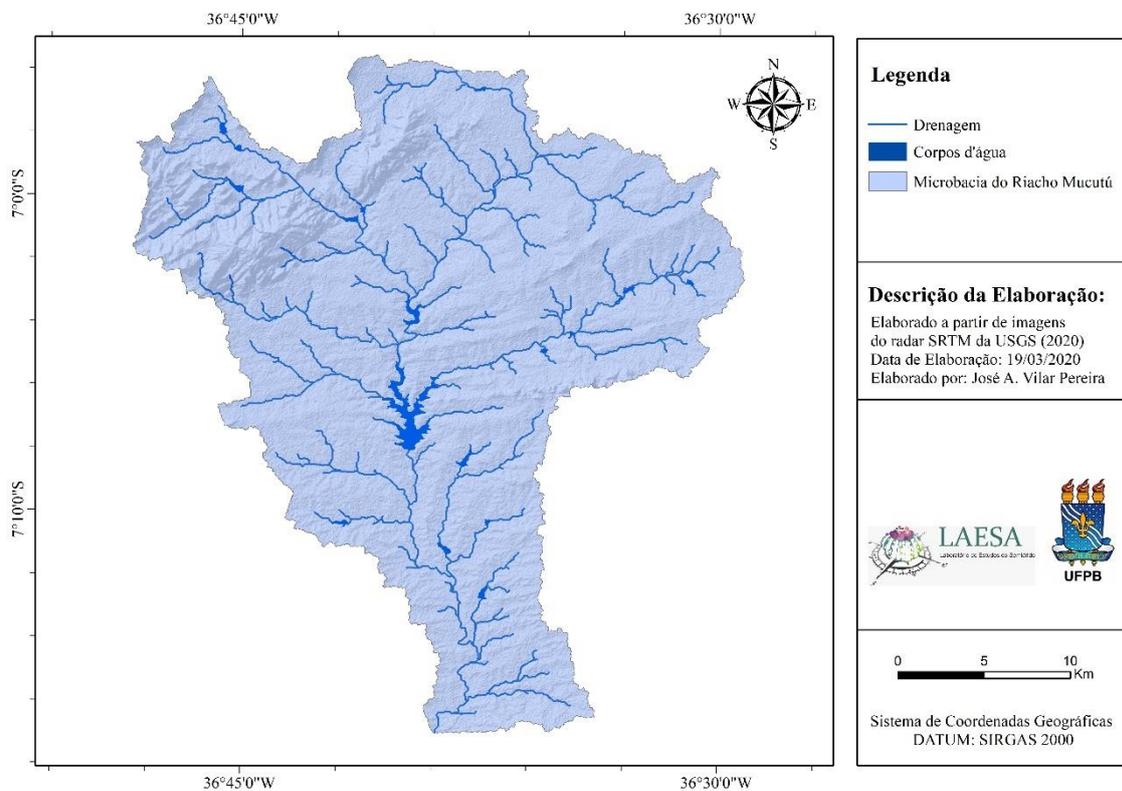
Segundo a classificação climática de Köppen, o clima predominante nessa região é do tipo BSh (quente e seco). Esse tipo climático apresenta temperaturas médias anuais entre 25 °C a 27 °C, com insolação média de 2800 horas/ano. As chuvas se concentram em um período de 3 a 4 meses e sua distribuição é bastante irregular, com médias pluviométricas anuais variando entre 250 a 900 mm (MOLION; BERNARDO, 2002; NASCIMENTO; LIMA e LIMA, 2014).

Souza (2016) explica que esse clima tem características bastante peculiares que refletem na vegetação, na espessura do solo, na evapotranspiração e no regime fluvial da região semiárida. Esta dinâmica está associada a vários fatores, como o deslocamento, no inverno, das áreas de alta pressão para essa região, que como dispersora de vento, dificulta a chegada de umidade; o subafloamento de rochas impermeáveis, o que impede o acúmulo de água no solo para posterior fornecimento de umidade ao sistema; e a disposição do relevo, que barra os ventos úmidos vindos do oceano (MACHADO; TORRES, 2016).

Os mecanismos responsáveis pela ocorrência ou ausência de chuvas no Nordeste Brasileiro têm origem na interação de uma diversidade de fatores. De acordo com Molion e Bernardo (2002), em grande escala, a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) aliada à convergência de umidade são os principais mecanismos que produzem chuvas na região, destacando-se também nesse nível, a penetração dos sistemas frontais, associados a convergência de umidade dos alísios e das brisas, já as perturbações ondulatórias no campo dos alísios são mecanismos de mesoescala responsáveis por 30% a 40% das precipitações na região. Ferreira e Melo (2005) expõem que os fenômenos como *El Niño* e o *La Niña* também exercem grande influências nas chuvas da região. Para os autores supracitados, o *El Niño* é responsável por anos secos ou muito secos, enquanto o *La Niña* está associado, geralmente, a anos considerados normais ou bastante chuvosos.

As características climáticas, principalmente a sazonalidade das precipitações, tem influência direta nos recursos hídricos do semiárido. Nessa perspectiva, a rede hidrográfica da área de estudo é composta por pequenos riachos, como o Salgado, o Mendonça, o Juazeiro dentre outros, que escoam as precipitações e confluem para o riacho Mucutú, principal afluente da microbacia (Figura 8).

Figura 8: Drenagem da microbacia do riacho Mucutú.



Fonte: Elaborado pelo autor.

O riacho Mucutú e os demais que compõem a microbacia são de regime intermitente, ou seja, geralmente só escoam durante o período chuvoso. Machado e Torres (2016) explicitam que os rios que apresentam esse tipo de regime mantêm o seu fluxo durante a estação chuvosa graças ao lençol d'água subterrâneo que conserva-se acima do leito fluvial alimentando o curso d'água, ao contrário do que ocorre na estação de estiagem quando o lençol freático se encontra em um nível inferior ao leito. Nesse período o escoamento para ou ocorre somente durante ou imediatamente após as precipitações (MACHADO; TORRES, 2016).

Essas oscilações na vazão se justificam pela alimentação de água superficial oriunda das precipitações concentradas típicas do clima semiárido e da água subsuperficial, pois possuem pouca capacidade de captação de água do material geológico (BARRETO, 2015).

O padrão de drenagem da microbacia é bem ramificado, podendo ser classificado como do tipo dendrítico ou arborescente. Esse padrão foi definido por Christofolletti (1970) por apresentar desenvolvimento semelhante ao de galhos de uma árvore, onde os rios confluem em ramos agudos, formando várias ramificações.

Quanto aos recursos hídricos superficiais da microbacia, estes são um reflexo da sua base geológica, composta pelo embasamento cristalino que é formado por rochas pouco permeáveis e sobretudo pelas condições climáticas da área. Sendo assim, a principal forma de armazenamento das águas superficiais da microbacia são os reservatórios artificiais, destacando-se o açude Mucutú (Figura 9) e o açude da Barra como os de maior capacidade de armazenamento, além de pequenos barramentos nos cursos d'água menores.

Figura 9: Açude Mucutú.



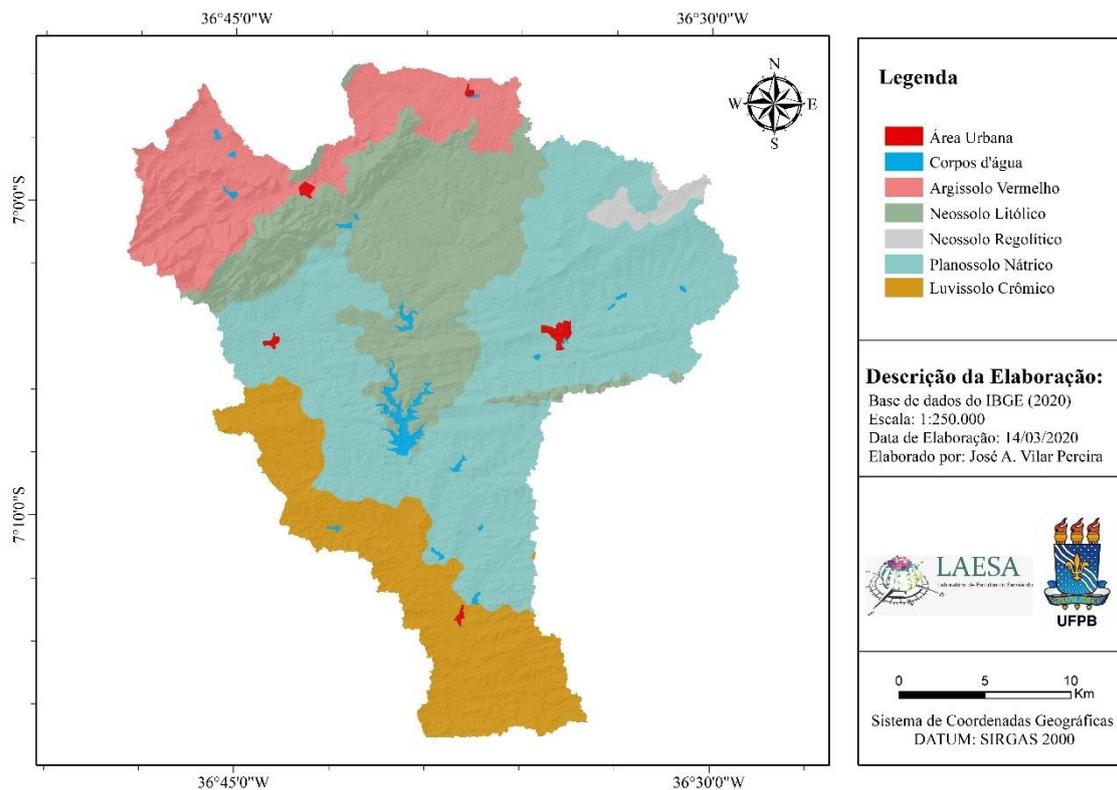
Fonte: Acervo do autor, em maio de 2020.

3.4 Solos e Vegetação

Para Lima (2013) a relação entre o solo e a vegetação é uma troca, ou seja, a vegetação necessita do solo para se manter e se desenvolver e o solo necessita da vegetação para se proteger contra as intempéries. Concordando com essa afirmativa, tem-se que em solos onde a vegetação foi removida é comum a ocorrência de uma camada impermeável que dificulta a infiltração da água da chuva, o que intensifica o escoamento superficial e conseqüentemente o arraste de partículas do solo (GUERRA, 1994; MORGAN, 2005; LIMA, 2013; OCHOA et al., 2016).

Em consequência da diversidade de material de origem, do relevo e da intensidade de aridez do clima, ocorrem diversas classes de solo no semiárido (ARAÚJO FILHO et al., 2017; FRANCISCO, 2013). Nessa perspectiva, na microbacia do riacho Mucutú foram identificadas as seguintes classes de solos: Planossolos Nátricos, Luvisolos Crômicos, Neossolos Litólicos, Argissolos Vermelhos e os Neossolos Regolíticos (Figura 10).

Figura 10: Solos da microbacia.



Fonte: Elaborado pelo autor.

De forma geral, os solos encontrados na microbacia são pouco profundos em função principalmente da combinação de elementos como: as características do material de origem, as condições climáticas, o relevo da área, assim como, pelas altas taxas de erosão devido a reduzida proteção da cobertura vegetal (muito por conta da sua sazonalidade), o que favorece a formação de perfis de solos mais rasos.

Dito isto, tem-se que os **Planossolos Nátricos** são a classe de maior abrangência na microbacia, ocupando 42,06% do seu território. Esta classe de solo é encontrada principalmente nas áreas de menor altitude com relevo plano a suave ondulado e com baixas declividades. Caracterizam-se por serem pouco profundos, apresentando horizonte superficial ou subsuperficial de cores claras, geralmente arenoso, diferentemente do horizonte B imediatamente subjacente que tem acentuada concentração de argila com consistência muito dura, o que lhe confere uma permeabilidade lenta ou muito lenta. Sua drenagem imperfeita faz com que se acumule em sua superfície um lençol d'água suspenso e temporário (EMBRAPA, 2018; FRANCISCO, 2013).

Em razão destas particularidades, esses solos são naturalmente desfavoráveis ao crescimento de plantas arbóreas, onde as caatingas caracterizam-se por serem formadas

por espécies pouco diversificadas, espaçadas e/ou agrupadas em pequenos bosques (ALMEIDA, 2012).

Do ponto de vista morfológico, estes solos são muito propensos aos processos erosivos particularmente aqueles de ação superficial (erosão por *splash* e erosão laminar, por exemplo). A presença de horizonte B textural de muita baixa permeabilidade e a mudança textural abrupta são os principais condicionantes de sua elevada erodibilidade (CUNHA et al., 2010).

Os **Luvissolos Crômicos** são solos pouco profundos, ocupam 17,03% da área da microbacia e são encontrados próximo a região da confluência do Riacho Mucutú com o Rio Taperoá, região que tem um relevo suave ondulado com pouca variação de altitude e declividade. Apresentam teores de sódio e sais relativamente elevados, tornando-se um importante limitante ao crescimento e desenvolvimento das plantas, especialmente quando ocorre a pouca profundidade. Quando apresentam horizonte cálcico ou caráter carbonático dentro de 100 cm de profundidade o pH torna-se alcalino, levando à indisponibilidade de certos micronutrientes especialmente zinco, ferro, cobre e manganês (PEREZ-MARIN, 2012). Por esses motivos, são naturalmente desfavoráveis ao crescimento de plantas arbóreas, onde as caatingas caracterizam-se por serem formadas por espécies pouco diversificadas e bastante empobrecidas (SOUZA, 2008).

Os **Neossolos** compreendem solos constituídos por material mineral ou por material orgânico pouco espesso, não apresenta alterações expressivas em relação ao material originário, devido à baixa intensidade de atuação dos processos pedogenéticos, seja em razão de características inerentes ao próprio material de origem (como maior resistência ao intemperismo ou composição químico-mineralógica), seja em razão da influência dos demais fatores de formação (clima, relevo ou tempo), que podem impedir ou limitar a evolução dos solos (EMBRAPA, 2018). Caracterizam-se por serem solos pedogeneticamente pouco desenvolvidos, com sequência de horizontes do tipo A-C ou A-R, e apresentam características mineralógicas relativamente próximas às do material de origem (ARAÚJO FILHO, 2011). Na microbacia são encontradas duas subclasses de Neossolos, os Litólicos e os Regolíticos, descritos a seguir.

Os **Neossolos Litólicos** ocorrem em 23,50% da microbacia, em zonas de relevo suave ondulado e ondulado, caracterizam-se por serem pouco evoluídos, ou seja, com contato com a rocha dentro dos 50 cm de profundidade, são constituídos por material mineral, ou por material orgânico com menos de 20 cm de espessura, e normalmente ocorrem associados com pedregosidade e rochosidade (ARAÚJO FILHO, 2011;

ARAÚJO, 2019; EMBRAPA, 2018). Quando isentos de uso, o Neossolo Litólico pode apresentar vasta cobertura vegetal (Figura 11). Porém, a pequena espessura deste solo torna susceptíveis à erosão e apresentam limitações ao armazenamento de água (LIMA, 2013).

Figura 11: Vegetação sob Neossolo Litólico em área serrana no município de Juazeirinho.



Fonte: Acervo do autor, em maio de 2020.

Com relação aos **Neossolos Regolíticos**, estes se distribuem por apenas 1,35% da área de estudo, sendo também pouco desenvolvidos (em termos pedogenéticos), não hidromórficos, pouco profundos a profundos, tendo sequência de horizontes A e C, com teores médios a altos em minerais primários menos resistentes ao intemperismo. Podem ser arenosos ou não, de cores acinzentadas e claras, excessivamente drenados, com ou sem horizonte pã (endurecido) (CUNHA et al., 2010). Souza (2008) relata que estes solos podem apresentar cobertura vegetal densa e diversificada.

Os **Argissolos Vermelhos** compreendem 14,50% da microbacia, são caracterizados por possuir teores mais altos de óxidos de ferro presentes no material originário, principalmente por estarem próximos a ambientes bem drenados. Sua fertilidade natural é bastante variável devido à diversidade dos materiais de origem (EMBRAPA, 2018).

O incremento de argila em profundidade promove alta suscetibilidade à erosão, especialmente quando ocorrem em relevos mais movimentados (SANTOS, 2017). Na

microbacia ocorrem principalmente nas áreas de relevo ondulado, mas também foram identificados em algumas áreas de menor declividade, onde são bastante utilizados para a agropecuária.

Sobre a cobertura vegetal atual da microbacia, esta é um reflexo da interação das suas características geoambientais, como: o clima, o relevo, a geologia e as classes de solos com as atividades antrópicas, sendo predominante uma vegetação do tipo Caatinga hiperxerófila (SILVA; LEAL; TABARELLI, 2017). A Caatinga é um bioma exclusivamente brasileiro, segundo Ab'Sáber (2003) este domínio natural apresenta características singulares e marcantes no contexto climático e hidrológico, resultando em uma cobertura vegetal extremamente adaptada às condições climáticas da região.

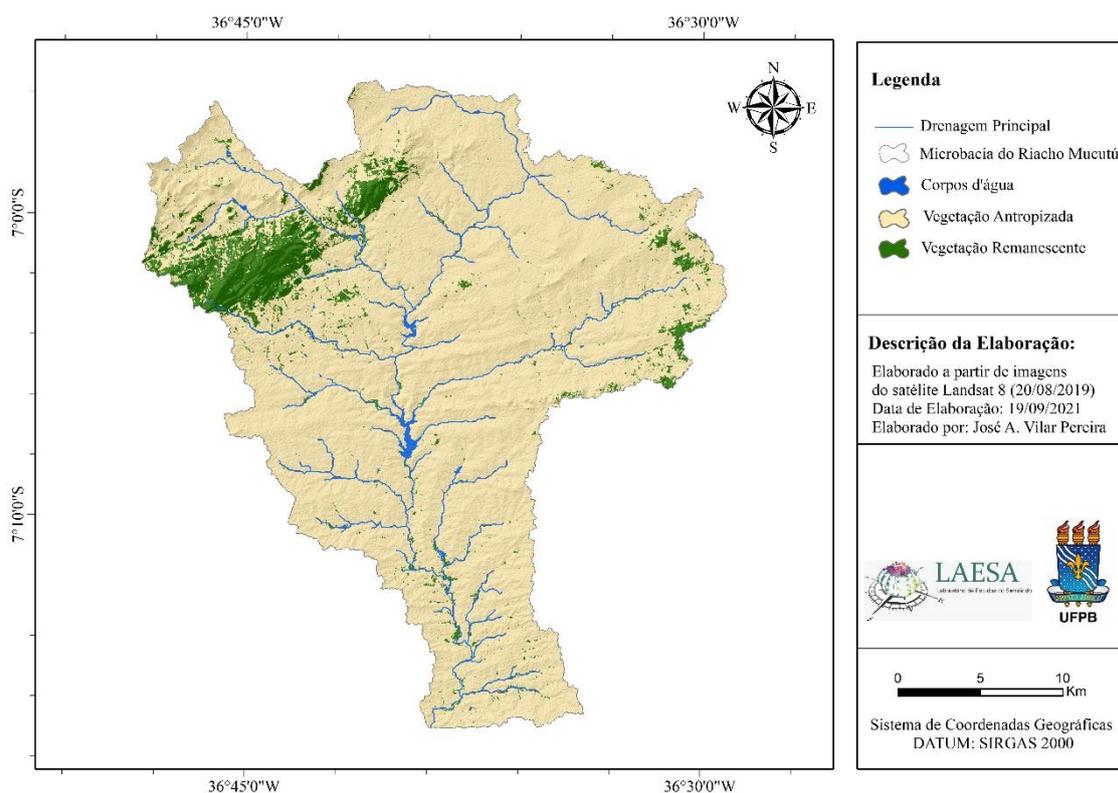
A vegetação da Caatinga é constituída principalmente por árvores baixas e arbustos profusamente ramificados, frequentemente armados com espinhos ou acúleos, geralmente com folhas pequenas, entremeados com plantas suculentas, e um estrato herbáceo formado por plantas anuais, principalmente terófitos, bromélias terrestres e cactos rasteiros (FERNANDES; QUEIROZ, 2018; SILVA; LEAL; TABARELLI, 2017).

Conforme os referidos autores citados anteriormente, é perceptível que a caatinga tem um aspecto bastante sazonal, apresentando-se extremamente verde na estação chuvosa, quando as árvores e arbustos exibem folhas novas e flores em profusão, enquanto na estação de seca, a maioria das espécies perdem totalmente as suas folhas.

Barreto (2015) salienta que a relevância da cobertura vegetal está na sua capacidade de proteger as vertentes das ações intempéricas e erosivas, no abrigo da fauna, nos processos pedogenéticos, na avaliação da potencialidade e das fragilidades da paisagem contribuindo, para identificar os usos de degradação e de conservação feitos pela sociedade.

Segundo Travassos (2012) a região onde está localizada a microbacia do riacho Mucutú, originalmente era coberta predominantemente por uma vegetação florestal. Nessa perspectiva, Souza, Suertegaray e Lima (2011) salientam que a ocorrência de qualquer outro estrato vegetal dominante nessa região que não o arbóreo, é resultante das características geo-ecológicas de determinados setores ou da degradação da cobertura vegetal provocada por ações antrópicas. Ao levar em consideração tais colocações, é possível identificar na imagem da figura 12 as áreas remanescentes da cobertura vegetal original da microbacia e as áreas que foram antropizadas e degradadas.

Figura 12: Cobertura Vegetal Remanescente e Antropismo na Microbacia do Riacho Mucutú.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Avaliando o mapa acima e com base nas informações coletadas em campo, verifica-se que a vegetação original da microbacia foi intensamente alterada. As áreas com baixo nível de intervenção antrópica, conseqüentemente menos degradadas (mais próximo da cobertura considerada original desta região), onde prevalece uma vegetação mais densa e poucas áreas de solo exposto, ocupam atualmente apenas 8,79% da superfície da microbacia (Tabela 2), estando restritas as regiões de mais difícil acesso e declivosas, como nas áreas serranas (Figura 13).

Tabela 2: Classes de Antropismo.

Classe	Km ²	%
Água	4,14	0,59
Vegetação Antropizada	641,34	90,62
Vegetação Remanescente	62,17	8,79
Total	707,65	100

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 13: Remanescente de vegetação natural em área serrana no município de Juazeirinho.



Fonte: Acervo do autor, em maio de 2020.

Já a classe onde predominam superfícies com alto grau de antropismo, caracterizadas por extensas manchas de solo exposto e por uma vegetação bastante rarefeita, composta de indivíduos principalmente do porte herbáceo e em menor proporção do arbustivo, recobrem mais de 90% da microbacia. Nessas áreas, dominam as espécies vegetais com características pioneiras, como a jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*), a catingueira (*Caesalpinia pyramidalis*), o marmeleiro (*Croton sonderianus*), a malva-branca (*Sida sp.*), entre outras (Figura 14).

Figura 14: Vegetação antropizada com predomínio de áreas de solo exposto no município de Santo André.



Fonte: Acervo do autor, em maio de 2020.



FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

4.1 Degradação Ambiental e Desertificação: abordagem conceitual e histórica

O desenvolvimento econômico dos últimos séculos, pautado no capitalismo, tem se caracterizado pelo uso intensivo dos recursos naturais com pouco ou quase nenhum planejamento, o que vem provocando em diferentes escalas a degradação ambiental e a desertificação. Nesse contexto, Souza (2016) chama a atenção da importância de que para se tratar e estudar esses fenômenos é imprescindível entender em que consistem tais conceitos, além de analisar as principais causas e suas consequências.

Conti (2001) relata que os processos de transformação da natureza, independentemente de qualquer escala de análise ou de ocorrência, não podem ser dissociados da ação exercida pela sociedade. Pois, a ação antrópica por meio de práticas que buscam a subsistência ou algum excedente produtivo, age de modo a pressionar a base dos recursos naturais, incorrendo na degradação do meio ambiente (CAETANO, 2018).

Esses processos são intensificados em regiões de clima seco, onde com a repetição constante dessas ações, e o não respeito ao tempo de recuperação da natureza, a fauna e a flora podem atingir níveis irreversíveis de degradação, provocando a esterilidade do solo e a extinção de espécies nativas que podem conduzir a níveis de degradação mais graves como a desertificação (ARAÚJO; ALMEIDA; CAETANO, 2018; GUERRA, 2005; MIRZABAEV et al., 2019; PRINCE et al., 2018).

O reconhecimento da comunidade científica sobre os processos de degradação e desertificação como problemas mundiais é relativamente recente. Entretanto, há registros históricos de que estes fenômenos já eram observados há milhares de anos no Saara, na Mesopotâmia e no Mediterrâneo.

De acordo com Souza (2008) onde atualmente está localizado o deserto do Saara na África, em 5 mil anos a.C existia uma região originalmente coberta por uma vegetação de savanas, na qual era praticada uma forte atividade pastoril com gado bovino.

Existem relatos também de que há cerca de 2 mil anos a.C na Mesopotâmia, já havia desmatamento para construção de cidades, projetos de irrigação e forte processo de degradação do solo em áreas ocupadas originalmente por florestas (HILLEL, 1991; MONTGOMERY, 2007; SOUZA, 2008; TAVARES, 2014). Conti (1994) afirma que, tais atividades socioeconômicas insustentáveis estão refletidas na região onde hoje está

localizado o Iraque, que já foi parte do território mesopotâmico, transformando-o em um ambiente exaurido de recursos naturais, árido e improdutivo, ou seja, com características semelhantes a um deserto.

Já no Mediterrâneo os usos feitos sobre os recursos naturais pelas civilizações fenícias e egípcias foi o principal fator responsável pelo alto índice de desmatamento para a produção de madeira destinada a construção civil, naval e religiosa (BARRETO, 2015).

No entanto, apesar dos registros históricos, o fenômeno da desertificação só começou a despertar atenção da comunidade científica quando um intenso processo de degradação começou a ocorrer no Oeste dos Estados Unidos da América por volta dos anos 1930, onde fortes tempestades de areia denominadas “*Dust bowl*” junto a uma forte estiagem provocaram intensos estragos em vários estados. Foi atribuído como causas do fenômeno o vento e a seca, todavia, os reais e principais motivos foram séculos de práticas de cultivo inadequadas que deixaram longas áreas de solos expostos para o desenvolvimento da agricultura (MACEDO, 2007; MONTGOMERY, 2007).

A palavra “desertificação” foi utilizada pela primeira vez em 1927 pelo pesquisador francês Louis Lavauden, mas sua popularização somente ocorreu em 1949 pelo engenheiro francês André Aubreville a partir do seu trabalho *Climats, forêts et désertification de l’Afrique tropi-cale* (MENDES, 2018; SOARES; MOTA FILHO; NÓBREGA, 2011).

De acordo com levantamento de Conti (2002), nessa obra, Aubreville sinaliza que o mau uso do meio estava tornando as áreas da África Equatorial relativamente semelhantes a desertos. Tavares (2019) afirma que o autor identificou dois efeitos que caracterizavam a desertificação na área como a erosão laminar, provocada pela retirada da cobertura vegetal, e agravamento do déficit hídrico dos solos devido a uma maior exposição do mesmo à radiação solar, e a ação dos ventos secos.

Segundo o autor supracitado, apesar da sua importância, as pesquisas realizadas por Aubreville não receberam a devida atenção, uma vez que nesse período o mundo ainda estava se recuperando da Segunda Guerra Mundial e, portanto, o foco das preocupações estava voltado para reconstrução dos países destruídos pela guerra, enquanto as questões ambientais foram deixadas de lado.

A problemática da desertificação só começou a receber atenção em escala planetária a partir do final da década de 1960, quando um longo período de estiagem atingiu o Sahel africano, região semiárida ao sul do Saara, que durou cerca de seis anos (1968-1974), deixando um saldo de milhares de pessoas e animais mortos em

consequência da sede e da fome, recebendo muita atenção política e popular. Nesse contexto, enquanto o mundo tomava conhecimento de que a miséria e a emigração de milhões de africanos cresciam, concluía-se que algo mais profundo do que uma pausa no regime de chuvas, tipicamente baixo dessa região, estava acontecendo (SOUZA, 2008).

O termo ‘desertificação’ de Aubréville foi amplamente utilizado para denominar o processo de degradação que estava em curso em determinadas regiões da África. Desse modo, acreditava-se na época que a desertificação era generalizada e irreversível e que os desertos estavam em “expansão”, particularmente na região do Sahel devido ao uso inadequado da terra por criadores de gado e agricultores, ainda que a seca tenha intensificado esse processo (WORLD ATLAS OF DESERTIFICATION - WAD, 2018).

Em virtude desses acontecimentos, a desertificação foi considerada pela comunidade científica internacional como problema mundial que poderia causar graves prejuízos ao meio ambiente e a sociedade, levando o tema a ser discutido pela primeira vez em nível global na Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente realizada em Estocolmo, na Suécia em 1972 (SILVA, 2016; SILVA, 2019). Este encontro serviu de base para a elaboração do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e ali foi proposto um evento que discutisse profundamente a desertificação (SOUZA, 2016).

Diante do exposto, ao avaliar-se a gravidade das consequências da desertificação na Conferência de Estocolmo, decidiu-se realizar a I Conferência das Nações Unidas sobre Desertificação (UNCOD), concretizada em Nairóbi, no Quênia, em 1977 (SILVA, 2016). Esta conferência internacional que contou com a participação de 95 países, 50 entidades ligadas à ONU, oito organizações intergovernamentais e 65 não governamentais (ONGs), teve como principais objetivos trazer a atenção internacional para avaliar, abordar e identificar possíveis soluções para conter o avanço da desertificação (CONTI, 2008; MACEDO, 2007).

O resultado principal desta conferência foi a primeira tentativa de uma conceituação oficial da desertificação que a partir de então ficou definida como a:

[...] a diminuição ou a destruição do potencial biológico da terra, que pode finalmente conduzir a condições desérticas. É um aspecto da deterioração generalizada dos ecossistemas, e tem diminuído ou destruído o potencial biológico, ou seja, a produção vegetal e animal, para fins de uso múltiplo, em um momento em que o aumento da produtividade é necessário para suportar as populações que crescem em busca do desenvolvimento (UNCOD, 1977).

Ressalta-se também a criação do Plano de Ação Mundial Contra a Desertificação (PACD) com o objetivo de desenvolver ações nas áreas afetadas pela desertificação que segundo Souza (2008) recebeu a adesão voluntária de diversos países que participaram do evento, inclusive do Brasil.

Outro resultado dessa reunião foi a escolha do índice de aridez como indicador para a identificação das áreas susceptíveis à desertificação. Esse índice foi desenvolvido por Thornthwaite (1941) e ajustado por Penmam (1953) e trata-se de uma razão entre a precipitação média anual dividida pela evapotranspiração potencial (P/PET), com a seguinte gradação: valores superiores a 0,65 significam climas com ausência de aridez; entre 0,65 e 0,51, correspondem ao clima subúmido; 0,50-0,21 ao clima semiárido; 0,20-0,05 ao clima árido e inferiores a 0,05 ao hiperárido (Tabela 3) (BRASIL, 2005; CONTI; 2008; ALMEIDA et al., 2014). Dessa maneira, foi definido que as regiões no planeta com intervalo do índice entre 0,05 a 0,65 são susceptíveis a desertificação, ou seja, as áreas classificadas com clima árido, semiárido e subúmido seco.

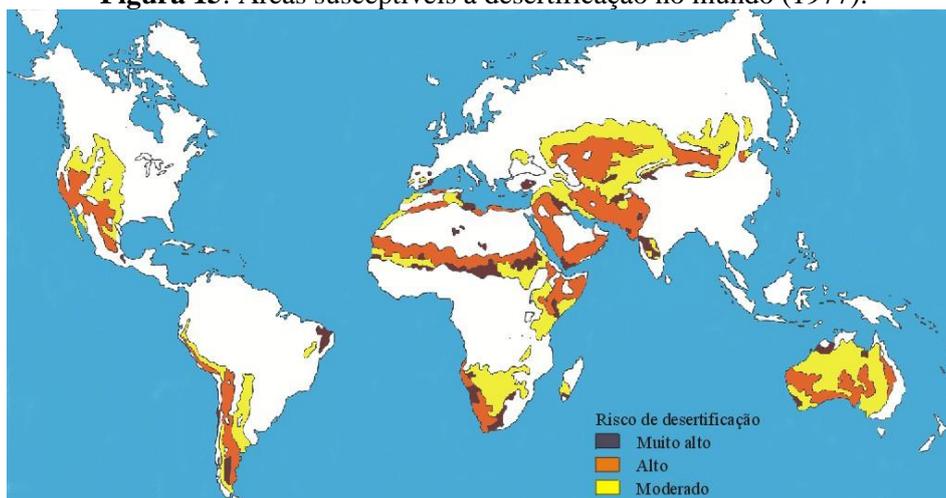
Tabela 3: Classificação do clima conforme índice de aridez.

Classes Climáticas	Índice de Aridez (IA)
Hiperárido	< 0,05
Árido	0,05 – 0,20
Semiárido	0,21 – 0,50
Subúmido Seco	0,51 – 0,65
Subúmido úmido	> 0,65

Fonte: Thornthwaite (1955).

A questão chave expressa pela identificação do IA e a sua correlação com a desertificação, remete-se para ideia de que, quanto mais ressecamento determinada área apresentar, maior será a sua facilidade a existência de cenários com perdas agropecuárias, ressecamento da flora, dispersão da fauna, dentre outros (ADERALDO; NERY, 2019). A partir desse índice foi possível elaborar um mapa com a localização das áreas susceptíveis à desertificação no mundo para a aplicação do PACD (Figura 15). Essas áreas foram classificadas em moderada, alta e muito alta susceptibilidade.

Figura 15: Áreas susceptíveis à desertificação no mundo (1977).



Fonte: Conferência sobre Desertificação das Nações Unidas (1977).

Após a Conferência de Nairóbi e da primeira tentativa de definição oficial do conceito de desertificação, as discussões sobre a problemática se intensificaram, em virtude segundo Travassos (2012) de alguns pesquisadores, à medida que realizavam suas pesquisas, proporem dezenas de novas definições. Isso se deu, principalmente pela definição da UNCOD ainda considerar, naquela época, que a desertificação era um fenômeno que poderia conduzir um ambiente “a condições desérticas”, ou seja, transformar uma determinada região em um deserto.

A intensificação das discussões sobre a desertificação levou, conforme o autor citado anteriormente, o PNUMA a reavaliar a conceituação oficial e abrir novamente as discussões sobre esse tema na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento em 1992, realizada na cidade do Rio de Janeiro que ficou conhecida como a ECO-92. De acordo com Silva e Silva (2015), essa conferência buscou dentre outras questões, alertar a comunidade mundial para o avanço da desertificação. Nesse evento foi discutido e aprovado o documento conhecido como Agenda 21, um programa de ação com a participação de 179 países (SILVA, 2019).

Durante a ECO-92, os principais países afetados pela desertificação pressionaram e sugeriram a elaboração de uma convenção sobre o assunto. Nessa perspectiva, a Assembleia Geral da ONU aprovou a elaboração da Convenção Internacional de Combate à Desertificação (UNCCD), iniciada em 1993 e concluída em 1994. A Convenção é um instrumento jurídico mais forte, pois obriga os países que a assinam a assumir uma série de compromissos, ao contrário de uma Conferência, onde a adesão é voluntária (ALVES; SOUZA; NASCIMENTO, 2009).

A Convenção entrou em vigor em 1996 com a participação de mais de cem países. A partir desse documento o conceito de desertificação que ficou definido como “a degradação da terra nas zonas áridas, semiáridas e subúmidas secas resultantes de fatores diversos tais como as variações climáticas e as atividades humanas” (UNCCD, 1996), foi oficializado internacionalmente, sendo mundialmente utilizado até hoje. Nesse documento, o conceito de degradação também ficou definida como sendo:

A redução ou perda, nas zonas áridas, semiáridas e subúmidas secas, da produtividade biológica ou econômica e da complexidade das terras agrícolas de sequeiro, das terras agrícolas irrigadas, das pastagens naturais, das pastagens semeadas, das florestas e das matas nativas devido aos sistemas de utilização da terra ou a um processo ou combinação de processos, incluindo os que resultam da atividade do homem e das suas formas de ocupação do território, tais como:

- a) a erosão do solo causada pelo vento e/ou pela água;
- b) a deterioração das propriedades físicas, químicas e biológicas ou econômicas do solo;
- c) a destruição da vegetação por períodos prolongados (UNCCD, 1996).

No entanto, apesar dos avanços das últimas décadas, as discussões e as polêmicas sobre o conceito de desertificação ainda perduram entre a comunidade científica. Isso acontece principalmente pela semelhança entre as palavras desertificação e deserto que até hoje ainda faz com que muitos pesquisadores e a sociedade em geral entenda o processo de desertificação como “a transformação de uma determinada área em deserto”.

4.1.1 Deserto e Desertificação

Etimologicamente a palavra desertificação é derivada da palavra deserto, principal motivo pelo qual são confundidas, mas apesar da semelhança, os termos não são sinônimos e cabe aqui diferenciá-los. Segundo Nimer (1988) as palavras “deserto” e “vazio” em russo e em árabe têm a mesma origem, em chinês significam “pouca água” e “coisa estranha”, já em espanhol, francês, inglês e português, esta palavra deriva do latim “*desertus*”, que significa “abandonado/despovoado”. Já a palavra desertificação, segundo Nascimento (2006), derivada do latim “*deserta facere*”, significa “fazer ou fabricar um deserto”.

Para a Organização das Nações Unidas (ONU, 1997) e Conti (2008) o deserto se constitui como um ambiente natural adaptado, sua gênese remete a processos naturais ocorridos em um tempo geológico, sendo assim, configura-se como um bioma. O

conceito de desertificação supõe processo e, portanto, dinamismo (CONTI, 2008), podendo ser caracterizada, conforme aponta Nimer (1998) por uma crescente degradação ambiental expressa no ressecamento e perda de capacidade dos solos.

Nessa perspectiva, segundo o autor supracitado, as regiões afetadas por esse tipo de degradação não serão transformadas em desertos, pois para isso acontecer, seria necessário mudanças climáticas extremas e constantes ao longo do tempo, levando a região a ser classificada no clima árido ou desértico, reduções significativas na precipitação e mudanças nos aspectos geomorfológicos e ambiental. Dessa maneira, a desertificação deve ser compreendida como a etapa final de um longo processo de degradação ambiental provocada por um conjunto de ações antrópicas, diferentemente de um ambiente desértico constituído naturalmente.

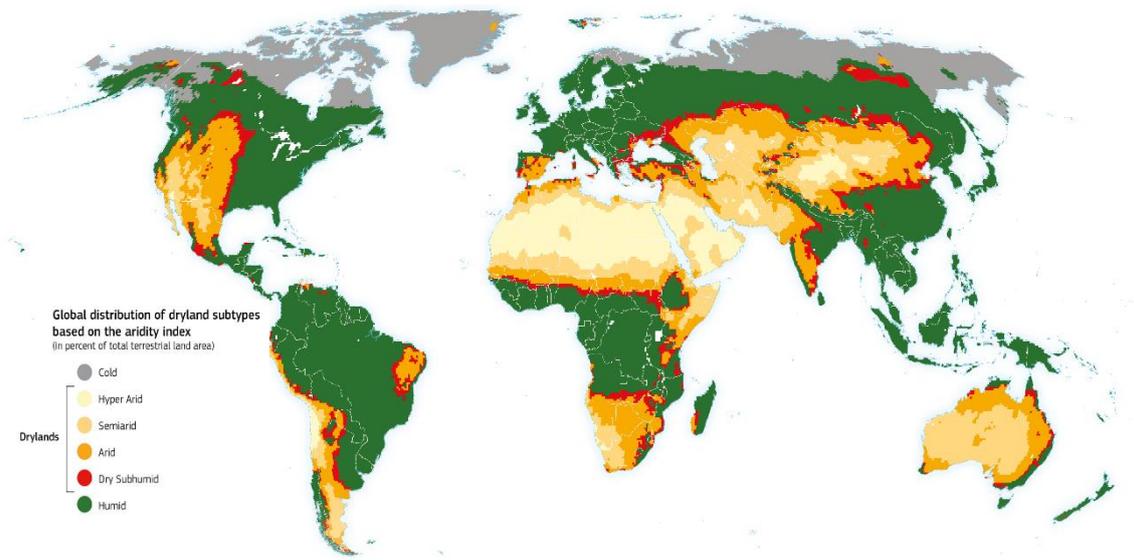
Apesar dos avanços das últimas décadas, a comunidade científica ainda está longe de chegar a um consenso sobre a temática desertificação. Sendo assim, enquanto focarmos em aspectos que já foram amplamente discutidas, e não obtivermos respostas concretas para questões como: quais os fatores desencadeadores, quais as consequências, qual a escala de abrangência, quais os melhores indicadores para selecionar áreas afetadas e quais as melhores medidas para conter a expansão desse problema, teremos dificuldades para a elaborar políticas públicas destinadas a conter o seu avanço e recuperar as áreas que encontram-se em processo de desertificação atualmente.

3.1.2 A Degradação e a Desertificação no Mundo

Conforme o conceito oficial da UNCCD, a degradação e a desertificação são problemas que afetam as terras secas do mundo todo. Essas regiões compreendem mais especificamente aquelas áreas classificadas com base no índice de aridez, em semiáridas, áridas e subúmidas secas que segundo o *World Atlas of Desertification* (WAD, 2018) ocupam 13,6%, 11,5% e 5,7% da superfície do planeta respectivamente (Figura 16). Desse modo, somando-se essas regiões, mais de 30% da superfície da Terra está susceptível ao processo de desertificação.

A desertificação afeta atualmente mais de um bilhão de pessoas diretamente e outras 250 milhões indiretamente (TAVARES, 2019). As causas e, ao mesmo tempo, as consequências da degradação e da desertificação são, frequentemente, a pobreza e a insegurança alimentar combinadas com as variações severas do ciclo hidrológico, como secas e enchentes (BRASIL, 2004).

Figura 16: Localização das terras secas (*drylands*) susceptíveis à desertificação no mundo.



Fonte: Adaptado do WAD (2018).

Alguns autores consideram o processo de desertificação como um ciclo vicioso. Desse modo, o primeiro estágio se inicia com o desmatamento que provoca a redução generalizada da cobertura vegetal e aumenta as superfícies de solo exposto, fatores que associados as características naturais das terras secas, provocam a intensificação dos processos erosivos nas áreas onde a vegetação foi removida (FAO; 2019a; 2019b; MIRZABAEV et al., 2019; OLSSON et al., 2019).

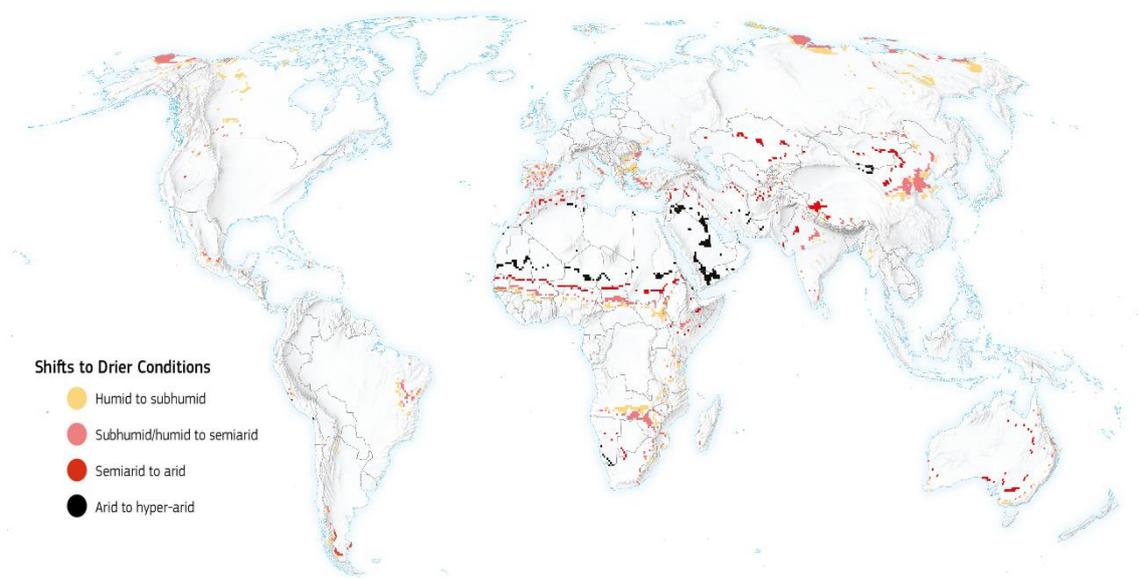
Tal fato ocasiona, além das perdas acentuadas de solo, a diminuição da capacidade desse recurso de reter água e conseqüentemente a redução da sua biomassa (OLIVEIRA JUNIOR, 2014; PEREIRA; NASCIMENTO, 2013; SILVA, 2012). Nesse contexto, a vegetação se torna cada vez mais rala e pobre em biodiversidade e porte (PRINCE et al., 2018), favorecendo a radiação solar que, por sua vez, disseca ainda mais o solo e acelera a erosão, aumentando a aridez e alimentando o processo de degradação ambiental (SILVA, 2012; UNCCD, 2017).

De acordo com a FAO (2015a) avaliações globais indicam que a porcentagem de terras degradadas ou em processo de degradação evoluíram de 15% em 1991 para 24% em 2008, atingindo 33% das terras do planeta em 2015. Macedo (2007) explica que entre 6 a 7 milhões de hectares de solo são erodidos por ano e mais de 20 milhões de hectares estão afetados pela salinização, enquanto que em torno de 70% dos 5,2 bilhões de hectares de terras secas que se utilizam para a agricultura em todo o mundo já estão empobrecidas.

Globalmente as áreas secas no planeta vem aumentando. Segundo informações do WAD (2018), com base em um estudo comparativo entre dois períodos de 30 anos, (de 1951 a 1980 e de 1981 a 2010) constatou-se uma evolução desses ambientes em 0,35%, tal aumento foi mais significativo no subtipo semiárido que no período analisado evoluiu 3,4% (Figura 17). Esse fenômeno vem se instaurando devido às práticas inadequadas de uso da terra, atividades agropastoris, associadas ainda às condições climáticas desfavoráveis e secas consecutivas (ARAÚJO, 2016; MIRZABAEV et al., 2019).

As áreas afetadas pelas secas também aumentaram mais de 50% no século XX. A associação de todas essas mudanças leva a uma excessiva pressão sobre os recursos naturais e a adoção de estratégias de sobrevivência que exaurem os recursos pelo uso da terra, cujas causas imediatas são o uso inapropriado e a degradação do solo, da água e da vegetação e a perda da diversidade biológica que afeta a estrutura e a função do ecossistema (BRASIL, 2004, PRINCE et al., 2018).

Figura 17: Evolução das terras secas no mundo.



Fonte: Adaptada de WAD (2018).

Alves (2016) aponta que os efeitos da desertificação são mais graves na região da África Subsaariana, onde vivem mais de 200 milhões de habitantes, representando 20% a 50% das terras degradadas. Porém, em países da Ásia como a China, da Europa (Portugal e Espanha), da Oceania (Austrália), da América do Norte (Estados Unidos e México) e da América do Sul (Argentina e Brasil), a degradação dos solos e a desertificação são problemas que provocam graves prejuízos aos ecossistemas locais.

No continente asiático a desertificação apresenta variadas formas. Com sua superfície total de 4,3 bilhões de hectares, desde a costa do Mediterrâneo até a do Pacífico, a Ásia possui cerca de 1,7 bilhões de hectares de regiões áridas, semiáridas e subúmidas secas (SOARES; MOTA FILHO; NÓBREGA, 2011).

A China é um dos países mais afetados no mundo em termos de extensão, intensidade e impacto econômico da degradação da terra (WANG et al., 2016; ZHANG; MCBEAN, 2016; ZHAO et al., 2013). À medida que a economia da China vem se expandindo rapidamente, a degradação do solo nas últimas décadas tem se intensificado com impactos diretos e indiretos (CRUS; HERREROS, 2019).

Rêgo (2012) explica que nesse país, mais de 109,5 milhões de hectares de terra já foram desertificadas. Araújo (2016) e Zhao et al. (2013) explicam de modo abrangente que, as principais causas da desertificação na China são as condições naturais adversas (clima, solo, vegetação) e as atividades humanas (agricultura, pecuária, corte de lenha e de espécies vegetais medicinais).

Na Oceania, o principal país afetado, conforme Rêgo (2012), é a Austrália com cerca de 70% do seu território degradado. Ainda segundo o autor, nesse país os processos de desertificação tiveram início nos anos 1880 resultante do crescimento das atividades humanas representadas pelo cultivo excessivo, sobrepastoreio e da exploração da madeira e de minerais.

A degradação das terras secas afeta muitos países da Europa Central e Oriental, sendo a desertificação um problema tanto de países em desenvolvimento, quanto de países desenvolvidos (BLAIKE, 1985; SOARES et al., 2011). Nascimento (2008) destaca que os países mais afetados são Grécia, Itália, Portugal, França, Albânia, Espanha, Turquia e Bulgária.

Dentre esses, destaca-se Portugal que segundo Rosário (2004) tem 36% do seu território classificado como susceptível à desertificação e os 64% restantes, apresentam solos com elevada a muito elevada susceptibilidade à seca e à desertificação. Nesse país, o fenômeno é causado por uma combinação de fatores naturais como os solos rasos, secas e precipitações de grande intensidade, associado a fatores antrópicos como práticas agrícolas inadequadas, desflorestamento e incêndios (ROXO; NEVES, 2010).

Na América do Norte, os Estados Unidos são o principal país afetado pela desertificação, a extensão das terras áridas e semiáridas, ou seja, susceptíveis a desertificação, é de 261,5 mil km². As áreas desertificadas nesse país são decorrentes de

décadas de má utilização do solo pela agricultura que deram origem a intensos processos de erosão (REBOUÇAS, 1997; MACEDO, 2007; MONTGOMERY, 2007).

Na América do Sul, mais de 516 milhões de hectares são afetados pela desertificação. Como resultado desse processo, perde-se 24 bilhões de toneladas por ano da camada arável do solo, o que afeta negativamente a produção agrícola e o desenvolvimento sustentável (BRASIL, 2004). Os países mais problemáticos nessa região são Argentina, Bolívia, Chile, Equador, Peru e Brasil (NASCIMENTO, 2008).

4.1.3 A Degradação e a Desertificação no Brasil

No Brasil, os primeiros relatos sobre desertificação surgem com os trabalhos realizados pelo professor Vasconcelos Sobrinho, mais exatamente em 1971 quando o autor publicou a obra intitulada “Núcleos de Desertificação nos Polígonos das Secas”. Este trabalho tinha o objetivo de selecionar as áreas no país onde os efeitos da desertificação fossem mais severos como áreas pilotos para mapeamento (BRASIL, 2004). Nesse sentido, foram selecionadas seis áreas pilotos: Gilbués (PI); Inhamuns (CE); Seridó (RN/PB); Cariris Velhos (PB); Sertão Central (PE) e Sertão de São Francisco (BA).

De acordo com Silva (2014), o Ministério do Meio Ambiente (MMA) fundamentado nos estudos de Vasconcelos Sobrinho promoveu visitas de um grupo de pesquisadores a campo nas seis áreas selecionadas pelo professor. Ainda segundo o autor, nesse levantamento quatro áreas foram caracterizadas como de alto risco à desertificação, ficando conhecidas como Núcleos de Desertificação Brasileiros: Gilbués-PI; Irauçuba-CE; Seridó-RN; e Cabrobó-PE.

O professor Aziz Ab’Sáber ofereceu uma vasta contribuição a essa temática ao analisar, em diversos trabalhos, a vegetação, o relevo, os solos e o clima das áreas secas do Brasil, realizando em muitos desses escritos, observações sobre o processo de ocupação desse território, as implicações ambientais que isso vem acarretando e sugerindo algumas soluções para melhorar a qualidade de vida da população dessas áreas (SOUZA, 2008).

No seu trabalho intitulado “Problemática da Desertificação e da Savanização no Brasil Intertropical”, Ab’Sáber (1977) explicou que as causas da desertificação no domínio das caatingas do Nordeste têm origens muito variáveis, incluindo fatores ligados a uma predisposição da estrutura geocológica, agravados por ações antrópicas diretas ou

indiretas. Nesse artigo, Ab'Sáber classificou nove áreas susceptíveis a esse processo nas seguintes categorias: altos pelados, salões, vales e encostas secas, lajedos, mares de pedra, áreas de paleo-dunas quaternárias, áreas de topografias ruiformes e cornijas rochosas desnudas, áreas de revolvimento anômalo da estrutura superficial da paisagem, malhadas e áreas degradadas por raspagem.

Outros pesquisadores também desempenharam papel importante no estudo da desertificação no Brasil como Nimer (1988), Conti (1995), Suertegaray (1996), Matallo Junior (2001), Nascimento (2006), Souza (2008), Duarte (2008) e outros.

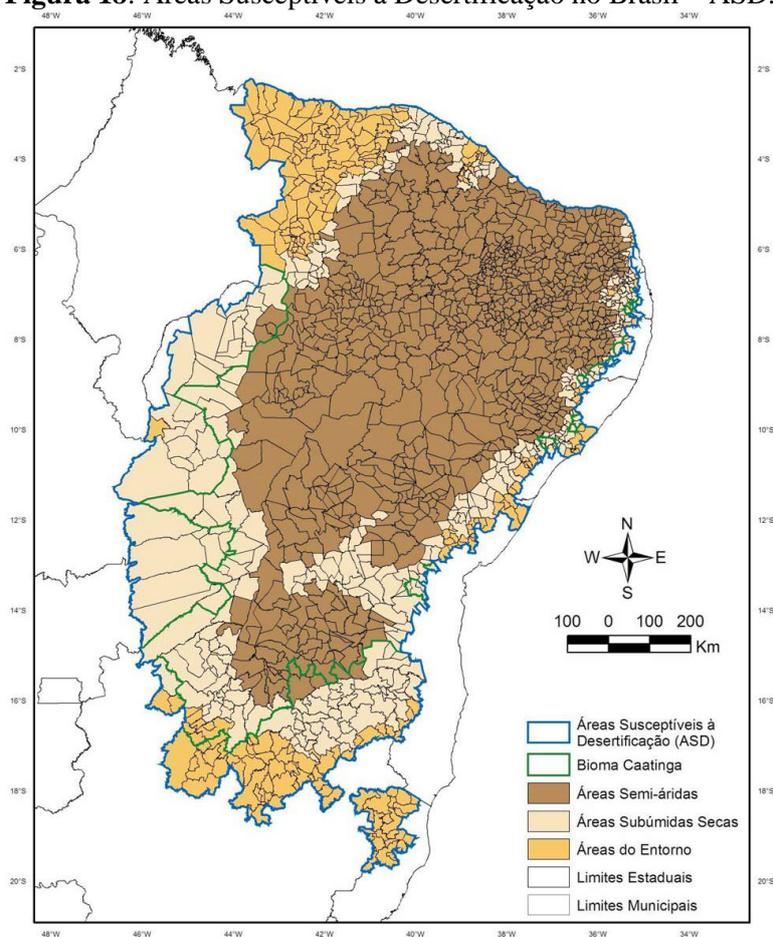
Ao torna-se integrante da UNCCD em 1997 o Brasil teve como principal obrigação a elaboração de um Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação. Nesse sentido, em 2004 foi concluído e publicado o Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca, comumente conhecido como PAN-Brasil. Esse plano é um documento base para o desenvolvimento de qualquer política pública destinada ao controle e o combate à desertificação no país.

O espaço de atuação desse programa compreende o território dos municípios brasileiros denominadas de Áreas Susceptíveis à Desertificação (ASD), delimitados de acordo com o índice de aridez de Thornthwaite (1941), ou seja, os municípios com climas do tipo semiárido e subúmidos secos.

Desse modo, fazem parte das ASD os estados nordestinos da Paraíba, Rio Grande do Norte, Pernambuco, Piauí, Bahia, Alagoas, Sergipe e a região ao norte de Minas Gerais por estar inserida em domínio semiárido. Além desses, outros municípios foram adicionados ao programa por terem características de degradação ambiental semelhantes aos atingidos pela desertificação, essas “novas áreas” foram denominadas de Áreas de Entorno, compreendendo segundo Souza (2008) algumas regiões do estado do Maranhão, noroeste do Espírito Santo, o oeste da Bahia e um pequeno trecho do seu litoral e as fronteiras litorâneas de Alagoas e Sergipe (Figura 18).

Ao todo as áreas susceptíveis à desertificação no Brasil abrangem uma superfície de 1.340.862 Km² (15,72% do território brasileiro) de 1482 municípios, onde vive uma população de mais de 31,6 milhões de habitantes (BRASIL, 2004).

Figura 18: Áreas Susceptíveis à Desertificação no Brasil – ASD.



Fonte: BRASIL (2004).

4.1.4 A Desertificação no Estado da Paraíba

Perez-Marin et al. (2012) identificaram que a Paraíba é o estado brasileiro com maior área desertificada, com cerca de 71% do seu território comprometidos por esse tipo de degradação. Segundo dados do PAN-Brasil (2004), dos 223 municípios paraibanos, 208 estão em áreas suscetíveis à desertificação.

Alves, Souza e Nascimento (2009) explicitam que as causas da desertificação na Paraíba são decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais, de práticas agrícolas inapropriadas e, principalmente de modelos de desenvolvimento macro e microeconômicos de curto prazo. Pois, a agricultura irrigada ou de sequeiro, os usos do solo, a pecuária extensiva e semiextensiva, a exploração mineral e dos recursos florestais das caatingas, vem ao longo dos anos causando drásticas modificações nas paisagens do semiárido paraibano, contribuindo para acelerar os processos naturais que dão origem a

formação de núcleos de degradação ou desertificação (ALVES; SOUZA; NASCIMENTO, 2009).

Patrício (2017) expõe que em decorrência dessa realidade, e com o objetivo de articular medidas necessárias de combate à desertificação e a mitigação dos efeitos da seca no semiárido paraibano, foi elaborado em 2011 o Programa de Ação Estadual de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca (PAE-PB).

Alves (2016) explica que para elaboração do PAE-PB foi realizado um mapeamento das áreas em processo de desertificação no Estado da Paraíba, através de dados de sensoriamento remoto para avaliar a cobertura vegetal, além de outros indicadores (erosão, uso da terra, matéria orgânica, densidade populacional, etc.). Desse modo, obteve-se como resultados que mais de 56% do território do Estado apresenta nível de desertificação alto, 28,66% médio e apenas 8,56% baixo.

Conforme dados do PAE-PB (2011) a Borborema (onde a área de estudo dessa pesquisa está inserida) é a mesorregião mais afetada do Estado, tendo em vista que mais de 68% do seu território se encontra com alto nível de desertificação. As microrregiões mais afetadas são o Cariri Oriental e Ocidental e o Seridó Oriental e Ocidental. Destacando-se os municípios de São João do Cariri, Cabaceiras, Barra de São Miguel, Monteiro, Soledade, Juazeirinho, Picuí, dentre outros, como os mais prejudicados por esse processo no Estado.

Souza, Suertegaray e Lima (2011) realizaram um mapeamento da desertificação na região do Cariri paraibano entre os anos de 1989 e 2006 utilizando técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicadas a dinâmica espaço-temporal da cobertura vegetal. Nesse estudo, os autores observaram que para o ano de 2006 as áreas atingidas pelos processos de desertificação na região estudada correspondiam a 77,4%, evoluindo 14,6% em relação ao ano de 1989.

Candido, Barbosa e Silva (2002) ao realizarem uma avaliação dos níveis de degradação ambiental em parte do Seridó Oriental paraibano, com base na análise da vegetação, topografia, solos, mecanização, pecuária e densidade populacional, identificaram que cerca de 50,65% da área possuía índice de degradação moderado, 44,86% apresentou índice grave e 2,24% foi classificado como muito grave, esta última categoria estando relacionada a formação de “núcleos de desertificação”.

Diante dos dados e pesquisas apresentados, fica evidente que os processos de desertificação vêm provocando profundas transformações nas paisagens paraibanas, assim como nos demais estados do Nordeste brasileiro e em outras regiões do mundo.

A responsabilidade ou as causas da degradação ambiental e da desertificação são geralmente associadas as atividades desenvolvidas pela população, que tem sua fonte de renda na agropecuária e na agricultura de subsistência, mas o que se observa é que esses indivíduos são apenas vítimas de um processo mais complexo, resultante das contradições de um sistema político e econômico predatório (capitalismo) que gera concentração de riquezas de um lado, e de outro o subdesenvolvimento, ampliando e criando a pobreza.

Neste cenário, a população não vê alternativa a não ser a exploração dos recursos naturais para continuarem a viver em meio a tantas adversidades (OLIVEIRA et al., 2009), impostas pelo sistema econômico vigente e também pela complexa combinação dos elementos naturais (clima, geologia, relevo, solos, vegetação e etc.) característicos desta região. Após a exaustão das terras, seja por esgotamento do solo em decorrência do uso intensivo, instalação de processos erosivos resultante da devastação da cobertura vegetal e ou salinização, e sem medidas de contenção da degradação das terras, surge a desertificação em seu estágio mais severo (OLIVEIRA et al., 2009).

4.2 Erosão dos Solos

O uso inadequado das terras, principalmente em áreas que favorecem a ocupação humana, como as de relevo mais plano e nas margens dos rios e reservatórios de água, provoca a redução da cobertura vegetal e conseqüentemente o aumento das áreas de solo exposto. Esses processos associados as características naturais da região semiárida brasileira, tais como solos pouco espessos, o curto período de precipitação com chuvas torrenciais e os longos períodos de estiagem, conduzem a um agravamento dos processos erosivos dos solos, devido ao impacto das gotas da chuva e do escoamento superficial.

Para Le Houérou (1996 apud LIMA, 2014) uma das principais causas da desertificação é a erosão, ocasionada pelo desmatamento que deixa o solo desprotegido sob os efeitos da precipitação. Em concordância com Martins (2016) a vegetação reduz os efeitos da erosão, diminuindo o impacto das gotas de chuva no solo e a velocidade do escoamento superficial, aumentando a rugosidade hidráulica e as taxas de infiltração de água no solo, elevando sua resistência aos processos erosivos.

Oliveira Junior (2014) diz que os processos erosivos são comuns em áreas desertificadas, retroalimentando processualmente os estados de degradação ambiental. Uma das principais conseqüências do processo erosivo é a eliminação da camada superficial do solo, rica em matéria orgânica e partículas minerais finas, que garantem a

nutrição necessária ao crescimento dos vegetais (BARBOSA NETO, 2016; TRAORÉ et al., 2015; WOLKA et al., 2021). Esse processo pode ocasionar a esterilização dos solos, dando origem a áreas desertificadas.

Nesse contexto, a erosão pode ser definida como o processo de desagregação e desgaste da superfície do terreno com a remoção e transporte dos grãos minerais dos solos, das áreas de maior altitude para as áreas mais baixas (CHECCHIA, 2005; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005; GUERRA, 1994; MORGAN, 2005; NEVES, 2015).

A erosão acontece quando o potencial de transporte da água e/ou do vento ultrapassa o limite de agregação das partículas de solo, desprendendo-as umas das outras e permitindo que possam então ser transportadas (FAO, 2019b; GUERRA, 1994; JUNIOR; CRUZ; RODRIGUES, 2008; MORGAN, 2005). Bertoni e Lombardi Neto (2005) conceituam a erosão como “o processo de desprendimento e arraste acelerado das partículas do solo causada pela água e pelo vento”.

A erosão é formada a partir da interação de vários fatores, podendo estar relacionada as condições naturais que incluem as características do clima, do solo, da vegetação e do relevo e/ou as atividades antrópicas como os desmatamentos, plantações, abertura de estradas e a expansão de cidades, todas essas condições agem em conjunto e controlam o aparecimento e desenvolvimento dos processos erosivos (FACHIN; PEREIRA; THOMAZ, 2019; FAO, 2019b; GUERRA, 1994; MORGAN, 2005; ROCHA, 2007).

Existem dois principais tipos de erosão, a geológica ocasionada por processos naturais, como as ações do vento (erosão eólica) e da água (erosão hídrica), e a erosão antrópica ou acelerada, onde as ações humanas são os principais fatores desencadeadores desse processo.

Carvalho (2017) define a erosão geológica como “a denudação de uma superfície geológica de forma rotineira e constante na natureza de acordo com as condições naturais de formação do solo, e nesse caso a erosão não é um fenômeno preocupante, visto que o solo consegue se recompor”. De maneira geral, sob condições naturais, estes dois processos atuam equilibradamente, havendo certa equivalência entre a quantidade do solo erodida e a quantidade produzida (RAMOS, 2009).

Entretanto, ao modificar a natureza através das suas ações, o ser humano interrompe o equilíbrio natural e provoca a intensificação dos processos erosivos. Nesse caso, surge a erosão antrópica ou acelerada, definida por Carvalho (2017) como um

processo altamente destrutivo que se desenvolve rapidamente, e sua intensidade de degradação é superior à da formação do solo, impedindo sua recuperação natural.

Dentre os variados fatores que podem desencadear a erosão, a água é a que provoca maiores prejuízos ambientais, principalmente em áreas onde a cobertura vegetal foi removida. Macedo (2007) explica que a erosão hídrica é um dos principais fatores responsáveis pela desertificação no semiárido brasileiro, uma vez que esse fenômeno age removendo as camadas sub-superficiais do solo, provocando mudanças nas suas propriedades físicas e químicas.

A erosão hídrica ocorre em função de dois agentes pluviais, as gotas d'água e o escoamento superficial (RODRIGUES, 2011). Nolla (1982 apud FALCÃO, 2018) ressalta que esse processo se constitui por três fases distintas: desagregação, transporte e acumulação.

O desprendimento ou desagregação das partículas ocorre pelo efeito integrado da energia de impacto das gotas de água e da força cisalhante do escoamento superficial constituindo, assim, o estágio inicial é o mais importante do processo da erosão hídrica. O arraste, ou transporte das partículas, é feito pela ação do vento e, em maior escala, pelo escoamento superficial da água como veículo. O estágio final do processo, a deposição das partículas, normalmente culmina nos corpos de água, tendo como resultado o assoreamento dos leitos dos rios (BAKKER et al., 2005; PANACHUKI et al., 2006).

Dependendo de como ocorre o escoamento superficial, podem desenvolver dois tipos de erosão hídrica, a erosão linear e a laminar. A erosão linear caracteriza-se pela formação de canais, onde a remoção e o transporte das partículas de solo, são feitos pelo escoamento concentrado e em velocidades maiores, porém condicionado as características do local, possui um poder erosivo maior, formando feições lineares como sulcos, ravinas ou voçorocas (ROCHA, 2007).

Já a erosão laminar é provocada pelo escoamento superficial difuso ou concentrado, age lentamente transportando primeiro as partículas mais finas da superfície do solo, resultando posteriormente na remoção progressiva e relativamente uniforme dos horizontes superficiais (LANZA, 2011; RODRIGUES, 2011). Esse tipo de erosão desenvolve-se quando há pouco obstáculo, permitindo que uma lâmina de água escoe, configurando-se em um fenômeno muito comum em regiões semiáridas (GOMES, 2001).

A erosão laminar remove a camada mais superficial do solo, onde se encontram a matéria orgânica, os nutrientes e os insumos agrícolas, que favorecem a produção agrícola, alterando também as condições para ocorrência dos processos microbianos que

se refletem na fertilidade do solo, pela decomposição do material orgânico, disponibilizando os nutrientes para as plantas (CANTALICE et al., 2005; MARTÍNEZ-MENA et al., 2020; TRAORÉ et al., 2015; WOLKA et al., 2021).

Nesse contexto, a erosão do tipo laminar é considerada a mais perigosa, devido ao seu processo contínuo e quase imperceptível espaço e temporalmente. No entanto, em áreas de culturas perenes pode-se perceber após alguns anos que as raízes ao serem expostas, indicam a profundidade da camada de solo que foi destruída, assim como pela coloração dos corpos hídricos e pelo estado da cobertura do solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005; ARAGÃO et al., 2011).

A erosão laminar é um problema ambiental que merece atenção, pois seus efeitos podem ser observados no planeta inteiro. Conforme Bertoni e Lombardi Neto (2005) por ano são perdidas milhões de toneladas de solos férteis devido a esse tipo de erosão. Segundo os autores, no Brasil a erosão laminar causa graves prejuízos a nossa economia, sendo responsável, até o período analisado, pela perda de cerca de 500 milhões de toneladas de terra anualmente.

Portanto, para a aplicação correta de práticas de manejo conservacionistas, indispensáveis ao controle do processo erosivo, torna-se necessário analisar e descrever o modo em que este ocorre em diferentes regiões, para que se possa adequar o uso da terra às suas características (SOARES, 2020).

4.2.1 Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) e Potencial Natural a Erosão (PNE)

Os processos erosivos podem ser estudados através de diferentes métodos. Em geral, distinguem-se abordagens que buscam a quantificação das perdas de solo por erosão e abordagens que buscam a avaliação qualitativa do comportamento erosivo do terreno (SALOMÃO, 2007). As abordagens qualitativas não permitem a obtenção de valores numéricos, já a análise quantitativa permite a estimativa da erosão absoluta, facilitando o planejamento conservacionista (BRITO, 1998).

Dessa maneira, vários modelos quantitativos vêm sendo desenvolvidos para estudar as perdas de solo pela erosão, dentre eles, o mais conhecido é a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) que procura relacionar os vários fatores responsáveis pelos processos erosivos (erosividade das chuvas, erodibilidade dos solos, topografia, uso do solo e as práticas conservacionistas) (PATRÍCIO, 2017; SOUZA; GALVANI, 2017).

Para Xavier et al. (2019) o uso da EUPS está condicionado pela confiabilidade dos dados das suas variáveis obtidas separadamente, tornando a metodologia utilizada para a obtenção dos dados mais importante que a própria EUPS.

Diversas pesquisas também vêm sendo desenvolvidas através do Potencial Natural a Erosão (PNE), uma equação derivada da EUPS que expressa a susceptibilidade de uma região a erosão laminar (SOARES, 2020). No PNE são utilizados apenas os parâmetros físicos da EUPS: Erosividade das chuvas (R), Erodibilidade do solo (K), Declividade (S) e Comprimento do declive (L), descritos a seguir:

4.2.1.1 Erodibilidade do solo (K)

O processo erosivo tem diferentes respostas para diferentes classes de solos. O comportamento de um solo frente à ação das águas varia principalmente em função de sua permeabilidade, estrutura, densidade e textura, que definem o grau de erodibilidade do solo (FERREIRA, 2008).

A textura é em função da granulometria, representada pela curva granulométrica, sendo que os solos que contém maior teor em areias finas e grossas são pouco erodíveis, devido a sua alta permeabilidade; porém, os solos que contém mais argilas são mais coesivos, diminuindo a dispersão, assim, o impacto das gotas de chuva. No caso de siltes que contenham elevada porcentagem de areias finas são solos menos resistentes e mais erodíveis (GOMES, 2001). Nessa perspectiva, Leprun (1986) explica que quanto maior for a estabilidade dos agregados, maior será a resistência a erosão e, conseqüentemente, menor será o fator de erodibilidade do solo.

4.2.1.2 Erosividade das chuvas (R)

A erosividade é o potencial que a chuva tem de causar erosão em uma área sem proteção ou sem cobertura vegetal (ARAGÃO et al., 2011). Várias são as características da chuva que determinam a erosividade, porém três delas destacam-se no estudo do processo erosivo: intensidade, duração e frequência (RAMOS, 2009).

O Fator R estima o fenômeno produzido pelas chuvas, quando as gotas de água impactam o solo em função de sua energia cinética (XAVIER et al., 2019). A erosividade da chuva é atribuída à intensidade dos eventos chuvosos, embora o limite crítico para que o evento efetivamente seja considerado de alta erosividade, pode depender de

características regionais do regime de chuvas. Ela também depende das características topográficas do relevo, que potencializam a energia de transporte da água, em função dos comprimentos de rampa, das declividades e das formas das vertentes (FERREIRA, 2008).

4.2.1.3 Fator Topográfico (LS)

A topografia do terreno, representada pela declividade e pelo comprimento de rampa, é um fator de grande influência no processo erosivo (ROCHA, 2007). Para estimativas de perdas de solo por erosão calculadas através do PNE, normalmente, a declividade (S) e o comprimento de rampa (L) constituem o fator topográfico (LS). Segundo Bertoni e Lombardi (2005) o fator LS é a relação esperada de perdas de solo por unidade de área em um declive qualquer em relação a perdas de solo correspondentes de uma parcela unitária de 25 metros de comprimento com 9% de declividade.

Nesse contexto, Carvalho (2017) alerta que a declividade tem influência direta sobre a velocidade e o volume do escoamento superficial, portanto, os terrenos com maiores declividades apresentam maiores velocidades de escoamento superficial e, conseqüentemente, maior capacidade erosiva.

O comprimento de rampa é tão importante quanto a declividade para os processos erosivos. Significa dizer que, à medida que o comprimento de rampa aumenta, o volume de água, assim como a velocidade do escoamento também irá se elevar proporcionalmente, ou seja, quanto maior o comprimento de rampa, mais enxurrada se acumula e a maior energia resultante causa mais erosão (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005).

4.3 Suscetibilidade, Risco e Vulnerabilidade Ambiental

A partir da evolução da espécie humana e do crescimento populacional que aumentou a pressão sobre os recursos naturais, a exposição do ser humano aos perigos relacionados a natureza vem crescendo proporcionalmente, originando assim condições de risco, vulnerabilidade ambiental e susceptibilidade (GOIS, 2016).

Desde então os conceitos de susceptibilidade, risco e vulnerabilidade são utilizados por várias áreas do conhecimento, mas ainda não existe um consenso sobre a definição de tais termos. Geralmente, essas palavras são usadas como sinônimos, dificultando o seu entendimento e utilização de forma adequada.

Aquino, Paletta e Almeida (2017) consideram o risco ambiental como “a probabilidade de um evento de determinada magnitude – esperado ou não - ocorrer num sistema, perturbando assim o seu estado imediatamente anterior”. Esses autores ainda afirmam que, a vulnerabilidade ambiental pode ser definida como a chance ou a incapacidade de um sistema natural lidar com os efeitos de interações externas, podendo ser originado de características ambientais naturais ou da pressão causada por atividades antrópicas.

Já a susceptibilidade é definida pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT, 2015) como a predisposição ou propensão de uma determinada área ao desenvolvimento de um fenômeno ou processo do meio físico. Com isso, podem ser definidas dois tipos de susceptibilidade, a natural que está associada aos condicionantes biofísicos do ambiente e a induzida que seria o agravamento destes pelo uso do território pelas atividades humanas, que podem agravar a fragilidade do ambiente (GOIS, 2016).

4.4 As Geotecnologias Aplicadas ao Estudo da Degradação das Terras

A desertificação é um processo complexo e dinâmico que envolve uma diversidade de fatores naturais e antrópicos na sua formação, portanto, é necessário buscar metodologias que analisem essa gama de fatores, de diversas naturezas, de forma integrada. Nesse contexto, destaca-se o uso das geotecnologias como importante ferramenta de identificação e monitoramento contínuo das áreas degradadas ou em processo de desertificação.

Fitz (2010) considera que o estudo do espaço geográfico e dos aspectos ambientais nele inseridos necessita de uma série de conhecimentos e informações que podem ser trabalhados de forma mais ágil, fácil e rápida com as geotecnologias. O potencial de informações que podem ser abstraídas por meio da análise espacial é indiscutível, tornando-as cada vez mais uma prática imprescindível para os estudos da natureza, tendo em vista a necessidade crescente da investigação de processos naturais, com objetivo de monitorar, diagnosticar e prognosticar riscos e potencialidades ambientais (LIMA, 2014).

As Geotecnologias podem ser definidas como um conjunto de tecnologias voltadas à coleta, ao processamento, à análise e à disponibilização de dados e informações espaciais. Essas geotecnologias permitem, então, tratar dados acerca do comportamento espacial dos objetos presentes na superfície do planeta e, também, extrair informações

desses objetos com base em tal comportamento (INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL - IBAM, 2015).

As ferramentas computacionais para Geoprocessamento, denominadas Sistemas de Informação Geográfica (SIG), permitem realizar análises complexas, ao integrar dados provenientes de diversas fontes e criar bancos de dados georreferenciados (NASCIMENTO, 2013). Dentre as ferramentas utilizadas para estudar as áreas atingidas pela desertificação, se destaca o Sensoriamento Remoto, devido a possibilidade de informações geradas e confiança nos resultados obtidos, além da capacidade de uma análise espaço-temporal e do desenvolvimento de modelos para estudos do processo (ALMEIDA et al., 2014).

O Sensoriamento Remoto utiliza a radiação eletromagnética (REM) como fonte de energia. É através desta, que a informação é transferida dos objetos na superfície terrestre até o sensor. A REM se propaga no espaço em forma de ondas ou partículas na velocidade da luz e pode ser medida através da frequência e do comprimento de onda.

Os objetos como a vegetação, a água e o solo refletem, absorvem e transmitem radiação eletromagnética em proporções que variam com o comprimento de onda, de acordo com as suas características bio-físico-químicas (FLORENZANO, 2002). O processo de interação e as variações de energia refletidas pelos objetos denomina-se resposta espectral. Mediante as respostas espectrais distintas é possível identificar e diferenciar os objetos na superfície da terra por meio dos sensores.

Um dos indicadores mais importantes para a identificação de áreas degradadas e em processo de desertificação é a cobertura vegetal ou a ausência dela. Tal fato se deve a estreita relação entre a retirada da cobertura vegetal e o aumento da erosão dos solos e os efeitos na sua fertilidade (SOUZA, SUERTEGARAY; LIMA, 2009).

Ao levar em consideração esse ponto de vista, o monitoramento contínuo da cobertura vegetal é de extrema importância em análises da degradação das terras e dos processos de desertificação. Sendo assim, destaca-se o uso das geotecnologias, em especial do sensoriamento remoto como um excelente recurso para realizar essas análises, devido a periodicidade das suas informações e das características espacial e espectral dos seus dados, que permitem avaliar o processo de desertificação de forma mais rápida e com custos relativamente baixos (NOVO, 1989; PACHECO et al., 2014).

A importância do sensoriamento remoto como ferramenta para avaliar os processos de desertificação fica, ainda, mais evidente quando se verifica que um dos

quatro indicadores recomendados pela ONU para avaliar o problema é o “índice de vegetação derivado de imagens de satélite” (ACCIOLY et al., 2002).

Atualmente o sensoriamento remoto vem sendo largamente aplicado para realizar análises sobre as coberturas vegetais, voltando-se, principalmente, para seu comportamento espacial ou fisiológico (ABREU; COUTINHO, 2014). O monitoramento da vegetação através de técnicas de sensoriamento remoto é realizado geralmente através de índices de vegetação. Huete et al., (2002) informam que, os índices de vegetação são transformações espectrais de duas ou mais bandas projetadas para realçar a contribuição das propriedades da vegetação, e permitir inter-comparações espaciais e temporais confiáveis da atividade fotossintética e das variações estruturais do dossel.

Dessa forma, diversos índices foram desenvolvidos com o objetivo de analisar a vegetação, como o Índice de Vegetação de Razão Simples (*Simple Ratio – SR*), Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index - NDVI*), Índice de Área Foliar (*Leaf Area Index - LAI*), Índice de Vegetação Ajustada ao Solo (*Soil Adjusted Vegetation Index - SAVI*), e o Índice de Vegetação Otimizado (*Enhanced Vegetation Index - EVI*) entre outros. Dentre estes, destaca-se o NDVI como um dos mais conhecidos e o SAVI que é bastante utilizado para realizar análises no bioma Caatinga.

Pelo exposto, o sensoriamento remoto e o geoprocessamento tornaram-se ferramentas imprescindíveis para a detecção e monitoramento de áreas degradadas e em processo de desertificação. Conseqüentemente, várias pesquisas que vêm sendo desenvolvidas nos últimos anos para a análise destes processos, utilizam procedimentos e técnicas provenientes do sensoriamento remoto.

Pinho (2017) fazendo uma comparação entre o núcleo de desertificação de Irauçuba e a Floresta Nacional de Sobral através da utilização das variáveis cobertura vegetal e granulometria do solo pelos índices NDVI e TGSÍ (*Topsoil Grain Size Index*) respectivamente, verificou que a floresta de Sobral apresenta redução nas suas áreas de cobertura vegetal, o que pode ocasionar em uma intensificação dos processos erosivos, e resultar em um processo de degradação mais grave e de difícil reversão.

Já Gois (2016) ao realizar uma análise espaço-temporal da cobertura da vegetação através de índices de vegetação, entre os anos de 1987 a 2015, com o objetivo de analisar os níveis de suscetibilidade à desertificação do município de Poço Redondo no estado de Sergipe, obteve como principais resultados que 43,2% e 16,4% da área do município apresentam muito alto e alto índice de suscetibilidade à desertificação. O autor salienta

que a principal causa da degradação/desertificação na região é o uso inadequado dos solos.

Francisco (2013) objetivando mapear a degradação das terras na bacia hidrográfica do rio Taperoá através da análise da cobertura vegetal, da declividade do terreno e da erodibilidade dos solos, identificou que 26,9% e 46,4% da área da bacia exibem níveis de degradação muito alto e alto respectivamente, e que apenas 22,5% tem níveis classificados como baixos.



PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

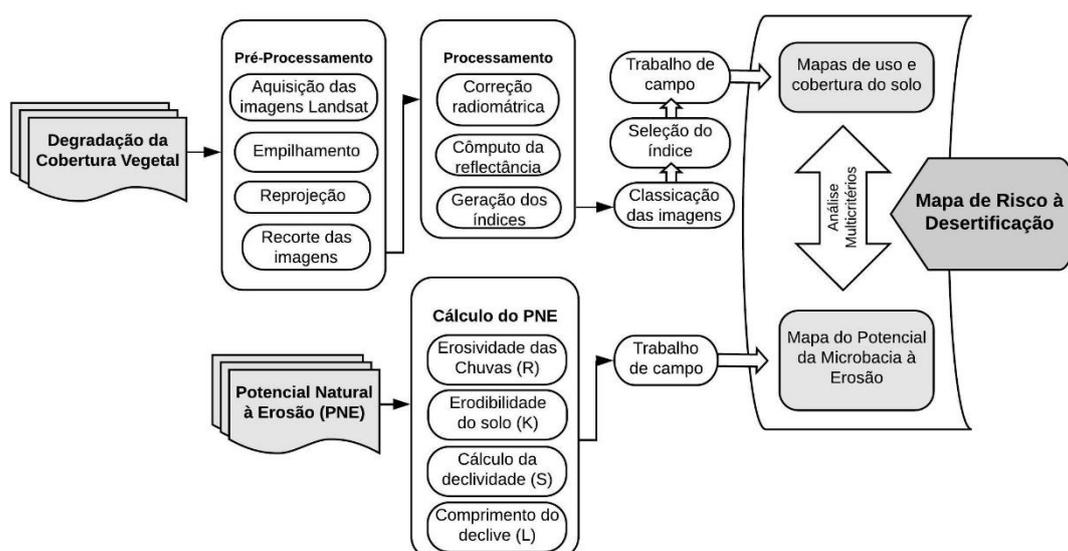
5. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

O desenvolvimento dessa pesquisa apoiou-se em uma visão integrativa dos elementos que formam a paisagem, visando entender as suscetibilidades físicas, biológicas e antrópicas da área de estudo aos processos de degradação e desertificação através das técnicas de geoprocessamento.

Desse modo, para alcançar os objetivos propostos, esse trabalho foi desenvolvido obedecendo as seguintes etapas sequenciais: 1) Análise geoambiental para caracterização da área de estudo; 2) Monitoramento temporal do uso e cobertura do solo afim de identificar os níveis de degradação da cobertura vegetal; 3) Identificação das áreas com potencial natural à erosão; 4) Determinação dos riscos à desertificação; e, 5) Trabalhos de campo para a coleta de dados e validação das informações obtidas remotamente. As principais etapas e procedimentos metodológicos desenvolvidos nesse trabalho podem ser observadas no fluxograma a seguir (Figura 19).

Para o processamento das imagens de satélite e elaboração dos mapas temáticos foram utilizados os softwares *Erdas Imagine* versão 2010, o *ArcGIS* versão 10.5 e o *QGIS* versão 3.4.10. Os *softwares Google Earth Pro* e *Google Maps* também foram utilizados para auxiliar a escolha dos pontos visitados em campo, assim como para a validação dos mapeamentos.

Figura 19: Fluxograma das principais etapas do trabalho.



Fonte: Elaborado pelo o autor.

5.1 Análise geoambiental da área de estudo

Inicialmente, houve a necessidade de realizar a delimitação da microbacia hidrográfica do riacho Mucutú. Para tal, fez-se o uso de uma imagem do radar SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) pertencente a agência espacial americana (*National Aeronautics and Space Administration* - NASA) que é disponibilizada gratuitamente na internet através do geopotál *Earth Explorer* do Serviço de Geologia dos Estados Unidos (USGS), com resolução espacial de 30 metros.

Antes da delimitação da microbacia, realizou-se a preparação da imagem SRTM para que o arquivo pudesse ser utilizado nas etapas subsequentes. Esse procedimento desenvolveu-se a partir de quatro etapas executadas no *software ArcGIS*, descritas a seguir:

Primeiro, efetuou-se o preenchimento das depressões através da ferramenta *Fill*, processo que visa a correção de pixels que apresentam falhas através da atribuição de informações de altitude dos pixels vizinhos. Em seguida, na ferramenta *flow direction* obteve-se a direção do fluxo que define para onde o fluxo principal de água ou sedimentos de uma bacia hidrográfica deve seguir (NARDINI et al., 2008). Após a obtenção da direção do fluxo, calculou-se o fluxo acumulado através da ferramenta *flow accumulation* que segundo Sobrinho *et al.*, (2010) indica o grau de confluência do escoamento. Por fim, com os arquivos raster gerados nas duas etapas anteriores, procedeu-se com a delimitação automática da microbacia através da função *Watershed* dando origem a um novo raster que em seguida foi convertido para arquivo vetorial, onde extraiu-se o polígono da microbacia em formato *shapefile*. A delimitação da microbacia proporcionou a extração da rede de drenagem e a elaboração dos mapas de hipsometria e declividade.

O mapa pedológico foi elaborado a partir da base de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), disponibilizado no site do Banco de Dados de Informações Ambientais (BDIA) em formato vetorial na escala 1:250 000.

5.2 Monitoramento do uso e cobertura do solo

O monitoramento temporal e espacial do uso e cobertura do solo e a identificação dos níveis de degradação da microbacia foram efetuados a partir das seguintes etapas: 1) Escolha e aquisição das imagens de satélite; 2) Pré-processamento das imagens; 3) Processamento Digital das Imagens-PDI; 4) Cálculo dos índices de vegetação; 5)

Classificação das imagens de satélite; e 6) Seleção do índice de vegetação mais adequado para área pesquisada, procedimentos descritos a seguir.

5.2.1 Escolha e Aquisição das Imagens

Foram utilizadas imagens dos satélites Landsat 5 e 8, capturadas pelos sensores *Thematic Mapper (TM)* e *Operational Land Imager (OLI)*, respectivamente. Essas cenas são disponibilizadas gratuitamente no site do portal *GloVis* do Serviço de Geologia dos Estados Unidos (USGS).

Assim, foram adquiridas três imagens da órbita/ponto 215/65 referente as datas 18/06/1990, 29/07/2005 capturadas pelo sensor TM e 21/08/2019 capturada pelo sensor OLI (Tabela 4). Essas imagens foram escolhidas levando-se em consideração alguns critérios, a saber: a) a baixa porcentagem de nuvens para as datas escolhidas; b) o regime de chuvas nos três meses anteriores a captura das imagens e c) terem sido capturadas próximo ao final da estação chuvosa da região, pois conforme Souza (2008), as imagens desse período apresentam um contraste adequado, permitindo uma melhor diferenciação dos alvos imageados.

Tabela 4: Características das imagens de satélite utilizadas.

Satélite	Sensor	Data de Captura	Precipitação média dos três meses anteriores a captura das imagens
Landsat 5	TM	18/06/1990	166,80 mm*
Landsat 5	TM	29/07/2005	150,45 mm
Landsat 8	OLI	21/08/2019	116,80 mm

* Dados obtidos através da normal climatológica do Estado da Paraíba, elaborada com base em registros de precipitação de 30 anos. **Fonte:** Base de dados da AESA (2020).

5.2.2 Pré-Processamento

Inicialmente, realizou-se o empilhamento das imagens, esse procedimento consiste no agrupamento das bandas que foram utilizadas em um único arquivo, nesse caso, as bandas correspondentes ao infravermelho (banda 3) e do vermelho (banda 4) do satélite Landsat 5 e as bandas 4 e 5 do Landsat 8, com o intuito de realizar as demais etapas do processamento simultaneamente.

O próximo passo consistiu na reprojeção das imagens, uma vez que o sistema padrão de referência das imagens Landsat obtidas através da USGS está orientado para o Hemisfério Norte em *DATUM World Geodetic System (WGS) 1984 UTM Zona Norte*, sendo necessário realizar a reprojeção dessas cenas para o Hemisfério Sul, ou seja, *DATUM WGS 1984 UTM Zona Sul*.

Posteriormente recortou-se as imagens a partir da delimitação da microbacia para facilitar o processamento dos dados. Todas as etapas do pré-processamento foram efetuadas através do *software Erdas Imagine 10*.

5.2.3 Processamento Digital das Imagens – PDI

Calibração Radiométrica

A primeira etapa do PDI consistiu no cômputo da radiância espectral, ou seja, na calibração radiométrica das bandas do satélite Landsat 5. Esse procedimento é realizado com a intenção de minimizar os efeitos atmosféricos na radiância de uma cena, visto que a atmosfera, por causa dos fenômenos de espalhamento, absorção e refração da energia eletromagnética, afeta a radiância refletida pela superfície da Terra que é captada pelo sensor (LIMA, 2014).

Conforme Oliveira et al. (2010) e Silva (2012) a calibração radiométrica consiste na conversão do nível de cinza de cada pixel e banda, em radiância monocromática que representa a energia solar refletida por unidade de área, de tempo, de ângulo sólido e de comprimento de onda, medida ao nível do satélite nas bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7. A calibração radiométrica proposta por Markhan e Baker (1987) é obtida através da equação (1):

Equação (1)

$$L_{\lambda_i} = a_i + \frac{b_i - a_i}{255} ND$$

Onde: a e b são as radiâncias espectrais mínima e máxima (Tabela 5); ND é a intensidade do pixel (número digital – número inteiro de 0 a 255); e i corresponde às bandas (1, 2, ... e 7).

Tabela 5: Descrição das bandas e faixas espectrais correspondentes ao TM - Landsat 5, coeficientes de calibração mínimo (a) e máximo (b) e irradiância solar espectral no topo da atmosfera (ESUN λ).

Bandas	Faixa espectral l (μm)	Coeficiente de Calibração ($\text{W m}^{-2} \mu\text{m}^{-1}$)				ESUN λ ($\text{W m}^{-2} \mu\text{m}^{-1}$)
		De 01/03/1984 até 31/12/1991		Após 01/01/1992		
		A	B	A	B	
1 (azul)	0,45 – 0,52	-1,52	169,00	-1,52	193,00	1983
2 (verde)	0,52 – 0,60	-2,84	333,00	-2,84	365,00	1796
3 (vermelho)	0,63 – 0,69	-1,17	264,00	-1,17	264,00	1536
4 (IV-próx.)	0,76 – 0,90	-1,51	221,00	-1,51	221,00	1031
5 (IV-médio)	1,55 – 1,75	-0,37	30,20	-0,37	30,20	220
6 (IV-termal)	10,4 – 12,5	1,2378	15,303	1,2378	15,303	-
7 (IV-médio)	2,08 – 2,35	-0,15	16,50	-0,15	16,50	83,44

Fonte: Chander et al. (2007; 2009).

Cômputo da Reflectância

A refletância monocromática é definida como a razão entre a radiação solar refletida e a radiação solar incidente em cada pixel, no domínio espectral de cada banda do TM – Landsat 5, o que em outras palavras representa a porção da radiação solar que é refletida por cada banda (GOMES et al., 2009). Pode ser obtida segundo Allen et al. (2002) através da equação (2):

Equação (2)

$$\rho_{\lambda_i} = \frac{\pi \cdot L_{\lambda_i}}{k_{\lambda_i} \cdot \cos Z \cdot d_r}$$

Onde: L_{λ_i} é a radiância espectral de cada banda, obtida na etapa anterior; k_{λ_i} é a irradiância solar espectral de cada banda no topo da atmosfera ($\text{Wm}^{-2} \mu\text{m}^{-1}$); Z é o ângulo zenital solar e d_r é o quadrado da razão entre a distância média Terra-Sol (r_0) e a distância Terra-Sol (r) em dado dia do ano (DSA).

Posteriormente o cômputo da reflectância também foi executado para as imagens do Landsat 8 através da equação (3) disponibilizada pela USGS:

Equação (3)

$$\rho\lambda' = \frac{(M \rho * Q_{cal} + A \rho)}{\cos Z}$$

Onde: $\rho\lambda'$ é igual a refletância planetária, sem correção para o ângulo solar; $M\rho$ é o fator multiplicativo (disponível no arquivo metadados); $A\rho$ é o fator aditivo (disponível no arquivo metadados) e Q_{cal} corresponde aos valores de pixel calibrados do produto padrão Quantized (DN).

Índices de Vegetação

Segundo Araújo (2019), embora o Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI) seja o índice de vegetação mais adequado para estudos no semiárido, não se pode generalizar e utilizá-lo para todos os ambientes dessa região como regra. Sendo assim, com o objetivo de escolher o índice de vegetação que melhor se adequasse a área de estudo e tivesse melhor desempenho em separar os diferentes níveis de densidade da cobertura vegetal, realizou-se a partir dos dados de reflectância, o cálculo do Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) e do SAVI.

O NDVI é obtido através da razão entre a diferença das refletividades do infravermelho próximo (ρ_{iv}) e do vermelho (ρ_v), e a soma das mesmas (ALLEN et al., 2002). É calculado a partir da equação (4) proposta por Rouse et al. (1973):

Equação (4)

$$NDVI = (\rho_{iv} - \rho_v) / (\rho_{iv} + \rho_v)$$

O NDVI permite identificar a presença de vegetação verde na superfície e caracterizar sua distribuição espacial, como também sua evolução no decorrer do tempo (SILVA et al., 2009). Os valores desse índice variam entre -1 a 1. Desse modo, uma vegetação com alto vigor vegetativo apresenta valores, geralmente mais próximos de 1, enquanto rochas e solos sem vegetação apresentam valores próximos a 0 e os corpos hídricos valores negativos (COSTA FILHO et al., 2008; SÁ et al., 2008).

Posteriormente foi calculado o SAVI, esse índice é derivado do NDVI e tem o objetivo de diminuir a influência da resposta espectral do solo mediante a inclusão de um fator de ajuste (L) que é variável com o grau de recobrimento do dossel das plantas (PONZONI; SHIMABUKURO, 2007). Sendo assim, o fator de ajuste pode variar entre 0 e 1, onde 0 é aplicado para coberturas vegetais com maior densidade e os valores mais próximos a 1 para coberturas menos densas. Nesse trabalho e na maioria das aplicações, o valor de L utilizado foi 0,5 o que corresponde a uma vegetação com densidade intermediária. O SAVI pode ser obtido através da equação (5) proposta por Huete (1988):

$$SAVI = \frac{(1+L)*\rho_{iv}-\rho_v}{L+\rho_{iv}+\rho_v}$$

Onde: L é o fator de ajuste, ρ_{iv} é a banda do infravermelho e ρ_v a banda do vermelho. O SAVI, assim como o NDVI, varia de -1 a 1, onde valores negativos indicam a presença de água e valores mais próximos a 1 indicam vegetação densa.

5.2.4 Classificação das Imagens

Após a obtenção dos índices de vegetação, realizou-se a classificação das imagens, esse procedimento consiste na associação de pontos de uma imagem a uma classe ou grupo, como por exemplo, água, vegetação, área urbana, entre outros (ROSA, 2013). Pode ser definido também como o agrupamento dos pixels da imagem de satélite que apresentem assinaturas espectrais semelhantes em classes de uso e cobertura do solo. Existem dois tipos principais de classificação de imagens, a supervisionada e a não supervisionada.

Nesse trabalho, a classificação do tipo não supervisionada mostrou ser a mais adequada devido a extensão da microbacia e também pela melhor diferenciação dos alvos no mapeamento. Esse tipo de classificação examina os dados e os divide em agrupamentos espectrais naturais predominantes presentes na imagem através de uma variedade de algoritmos (LIMA, 2014).

No processo de classificação também se levou em consideração visitas a campo e análises de pontos selecionados através das imagens de alta resolução do *Google Earth Pro*, assim como a observação dos padrões de cor, forma e textura das composições RGB das imagens de reflectância das bandas 5, 4 e 3 do sensor TM e das bandas 6, 5 e 4 do sensor OLI, permitindo identificar e separar as superfícies de solos expostos e água dos diferentes níveis de densidade da cobertura vegetal. Dessa forma, foi possível individualizar os objetos imageados nas seguintes categorias: Solo Exposto/Área Urbana, Água, Vegetação Esparsa, Vegetação Semidensa e Vegetação Densa.

A diferenciação das classes de uso e ocupação do solo no mapeamento baseou-se nos critérios estabelecidos nos trabalhos de Lima e Almeida (2017) e de Souza, Suertegaray e Lima (2009), adaptados para a área de estudo e descritos abaixo:

- **Vegetação Densa:** vegetação com boas condições de conservação, geralmente encontrada nas áreas de maior altitude e com reduzida presença de atividades antrópicas, podendo também aparecer nas margens dos rios e nas áreas de solos mais desenvolvidos. Normalmente, a vegetação dessas áreas é composta pelos estratos arbóreo e arbustivo fechado.
- **Vegetação Semidensa:** essa classe representa uma transição entre a categoria anterior e uma vegetação mais esparsa, com a presença de algumas áreas de solos desnudos. Predomina nesse grupo principalmente plantas do estrato arbustivo e em menor proporção do herbáceo.
- **Vegetação Esparsa:** nessa categoria está a vegetação com avançado processo de degradação, presente, geralmente nas áreas mais planas do relevo e com bastante atividades antrópicas. Apresenta-se associada a grandes manchas de solos expostos e uma vegetação com plantas muito dispersas, com a ocorrência predominante do estrato herbáceo e algumas plantas do estrato arbustivo isoladas.
- **Solo Exposto/Área Urbana:** áreas totalmente antropizadas, com total ausência de vegetação e/ou de afloramentos rochosos, nessa categoria também foi adicionada as superfícies urbanas, devido a impossibilidade de separar esses dois alvos nas imagens de satélite, por apresentarem respostas espectrais bastante semelhantes.
- **Água:** reservatórios artificiais de água.

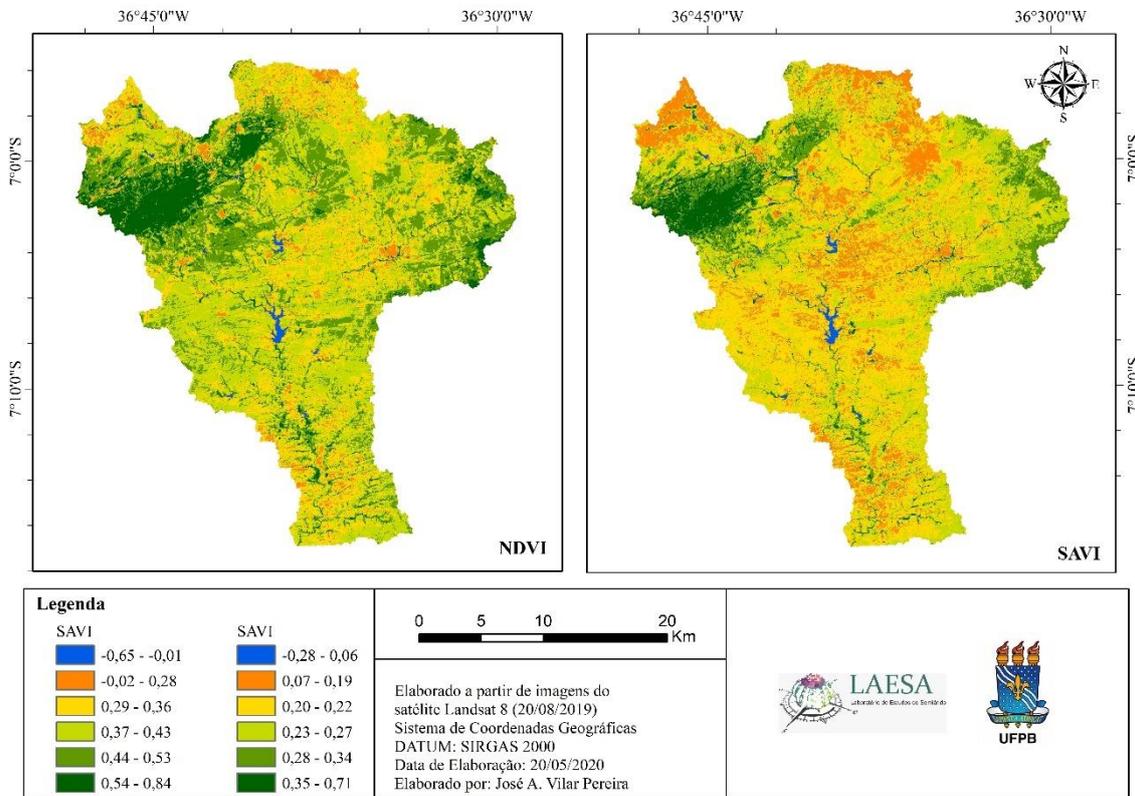
5.2.5 Seleção do Índice de Vegetação

Constatou-se que os dois índices calculados apresentaram respostas aproximadas, com o NDVI variando entre -0,65 a 0,84 e o SAVI entre -0,28 a 0,71 (Figura 20). Porém, na etapa de classificação, o SAVI apresentou maiores dificuldades para identificar e separar as diferentes classes de densidade da cobertura vegetal e confundiu em vários pontos a classe Solo Exposto/Área Urbana com a classe Vegetação Esparsa. Já o NDVI mostrou melhores resultados no processo de identificação dos alvos imageados, conseguindo distinguir de forma mais precisa as classes de vegetação.

Assim, com base nas informações coletadas em campo e em análises realizadas em imagens de alta resolução do *Google Earth Pro*, em pontos específicos que apresentaram maior dificuldade de serem identificadas na classificação nas três imagens

Landsat utilizadas, constatou-se que o índice que se mostrou mais adequado foi o NDVI, permitindo uma melhor diferenciação entre as classes.

Figura 20: Comparação entre o IVDN e o SAVI.



Fonte: Elaborado pelo o autor.

5.3 Potencial Natural à Erosão Laminar

Para o cálculo do Potencial Natural à Erosão (PNE) da Microbacia do Riacho Mucutú foram utilizados os parâmetros físicos da EUPS: erosividade das chuvas, erodibilidade do solo, declividade e o comprimento do declive, através da equação 6:

Equação (6)

$$PNE = R.K.LS$$

Sendo, PNE = Potencial Natural à Erosão (ton/ha/ano); R = fator erosividade da chuva (MJ.mm ha/hr/ano); K = fator erodibilidade dos solos (t.h/MJ/mm) e LS = fator topográfico (adimensional).

4.3.1 Erosividade da Chuva (R):

A erosividade da chuva (fator R) é um índice numérico que expressa a capacidade da chuva, esperada para uma dada localidade, de causar erosão em uma área sem proteção vegetal (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005). Para o cálculo desse parâmetro foram utilizados dados de séries históricas de precipitação entre os anos de 2005 a 2020 de sete estações pluviométricas localizadas nas sedes dos municípios que compõem a microbacia. Esses dados são disponibilizados gratuitamente no portal da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA). O fator R foi obtido inicialmente através da determinação da média mensal do índice de erosão (EI) através da equação 7 e da soma dos 12 valores mensais através da equação 8, ambas de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), depois os resultados foram interpolados através da ferramenta IDW do *software ArcGIS 10.5*.

Equação (7)

$$EI = 68,730 \left(\frac{R^2}{P} \right)^{0,841}$$

Onde: EI = média mensal do índice de erosividade; R = precipitação média mensal em mm; P = precipitação média anual em mm.

Equação (8)

$$R = \sum_{j=1}^{12} EI$$

Onde, R é a soma da média mensal do índice de erosividade (EI).

4.3.2 Erodibilidade dos Solos (K):

A erodibilidade refere-se à capacidade de um determinado solo resistir a atuação de processos erosivos (MORAES; SALES, 2017). Tal capacidade segundo Falcão (2018), deve-se à fatores inerentes ao solo, como suas propriedades físicas, químicas, mineralógicas e biológicas.

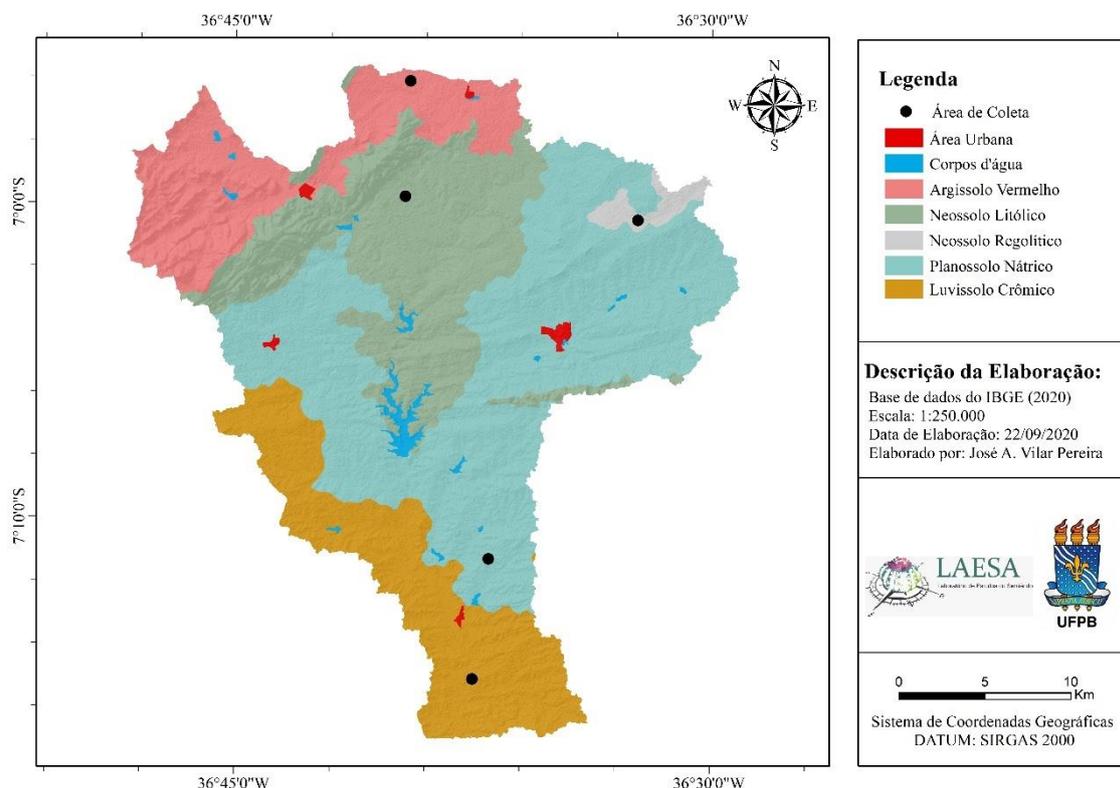
Para essa pesquisa, o fator K foi obtido através da análise granulométrica de amostras de solos coletadas em pontos pré-estabelecidos, com base no mapa de solos da microbacia (Figura 21). Dessa maneira, de cada classe de solo foram coletadas três amostras com auxílio de um trado do tipo holandês, obedecendo a profundidade de 20 cm, tendo em vista que a erosão do tipo laminar ocorre apenas no horizonte superficial (Figura 22). Após a análise no Laboratório de Física do Solo da UFPB no campus de Areia, obteve-se através da equação (9) a erodibilidade para cada amostra coletada, em seguida calculou-se a média da erodibilidade das três amostras para cada tipo de solo.

Equação (9)

$$K = \frac{\left(\frac{a + b}{c}\right)}{100}$$

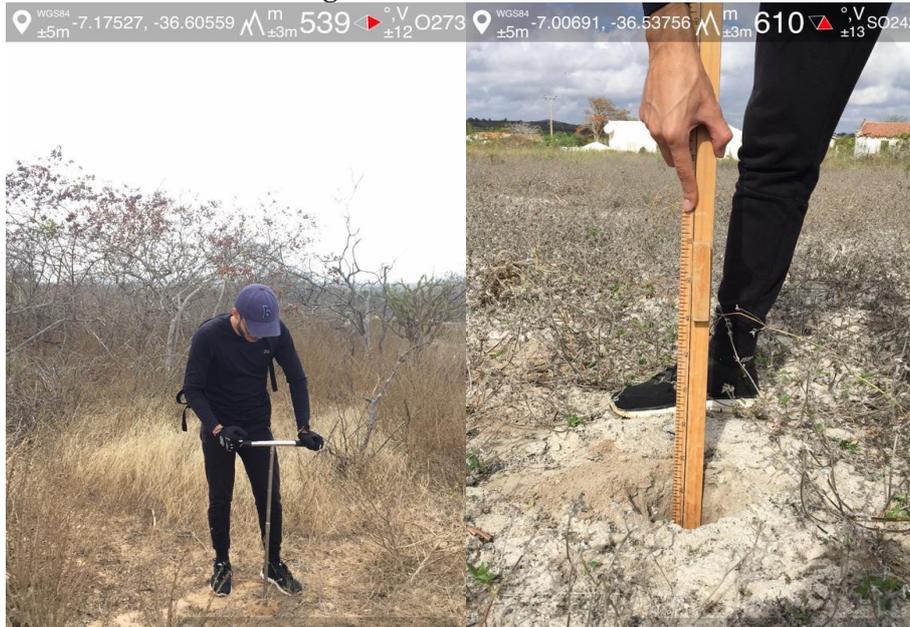
Em que: K = Fator erodibilidade do solo; a = Fração areia em %; b = Fração silte em % e c = Fração argila em %.

Figura 21: Localização dos Pontos de Coletas de Solos.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 22: Coleta de Solos.



Fonte: Acervo de Simone Mirtes Araújo Duarte, em setembro de 2020.

3.3.3 Fator Topográfico (LS):

A influência da topografia nas taxas de erosão é analisada por meio do fator topográfico (fator LS), onde S é o ângulo ou o índice da inclinação do terreno expresso em porcentagem e L é o comprimento da rampa medido em metros (MORAES; SALES, 2017). O fator topográfico foi obtido através de imagens do radar SRTM na ferramenta *r.watershed* do *software* Grass a partir das equações 10 proposta por Weltz et al. (1987):

Equação (10)

$$LS = \frac{\alpha^m}{72,6} (10 \times \sin \theta + 0,0027)$$

Se $S \leq 8\%$, e

$$LS = \frac{\alpha^m}{72,6} (17,2 \times \sin \theta + 0,55)$$

Se $S \geq 8\%$.

Onde: LS é o fator topográfico, S a declividade em porcentagem e α a projeção horizontal de um declive.

Dessa forma, o PNE foi obtido através da multiplicação do produto da erodibilidade dos solos (fator K), erosividade das chuvas (fator R) e do fator topográfico (LS), utilizando a álgebra de mapas do *software* ArcGIS 10.5. Os valores de potencial à

erosão foram classificados de acordo com a proposta de Silva, Alvares e Watanabe (2011).

5.4 Risco à Desertificação

O mapa de risco a desertificação foi elaborado através da técnica de análise multicritérios, cruzando-se as informações dos mapas de uso e ocupação do solo, erodibilidade, erosividade e do fator topográfico no *software* ArcGIS 10.5.

A análise de multicritérios é um procedimento metodológico de cruzamento de variáveis amplamente aceito nas análises espaciais. O procedimento baseia-se no mapeamento de variáveis por plano de informação e na definição do grau de pertinência de cada plano de informação e de cada um de seus componentes da legenda para a construção do resultado final (MOURA, 2007).

Assim, adaptando a metodologia utilizada nos trabalhos de Costa e Vieira (2018), França, Piuzana e Ross (2017), Ferreira et al. (2017), Gois (2016) e Ross (1994), cada variável analisada foi hierarquizada de acordo com sua ordem de importância e sua influência na determinação do processo de desertificação.

Para isto, foram estabelecidos pesos (45%, 30%, 15% e 10%), considerando as visitas a campo e outras pesquisas e análises desenvolvidas pelos autores na área de estudo (Quadro 1). Dessa forma, os maiores pesos foram atribuídos ao Uso e Ocupação do Solo (45%) e a Erodibilidade (30%), tendo em vista que essas são as variáveis que estão diretamente correlacionadas e sofrem maior influência das atividades antrópicas e, portanto, são mais determinantes na desertificação do que a Erosividade das chuvas e o Fator Topográfico na microbacia.

Também foram atribuídas notas de 1 a 5 para cada elemento da legenda de cada categoria analisada, de forma que quanto menor a nota atribuída maior o risco à desertificação e vice-versa: 1) Muito Alto; 2) Alto; 3) Médio; 4) Baixo e 5) Muito Baixo. Dessa maneira, por exemplo, a variável Uso e Ocupação do Solo foi classificada da seguinte forma: às áreas com solos completamente expostos foram atribuídos a nota 1, representando o maior risco a desertificação, enquanto às áreas de vegetação densa, nota 5, representando o menor risco. Sendo assim, foi utilizado o mesmo critério para a atribuição das notas a erodibilidade, a erosividade e ao fator topográfico.

Posteriormente, realizou-se o cruzamento dos fatores analisados através da álgebra de mapas conforme a equação 11, e obteve-se o mapa final de Risco à

Desertificação que foi classificado em quatro classes: Baixo, Moderado, Alto e Muito Alto.

Equação 11:

$$\text{Risco à Desertificação} = \text{UOS.K.R.LS}$$

Onde, UOS é o uso e ocupação dos solos, K é a erodibilidade, R é a erosividade e LS o fator topográfico.

Quadro 1: Árvore de decisões para análise multicritérios.

Variáveis	Classes	Notas	Peso
Uso e ocupação do solo (2019)	Vegetação Densa	5	45%
	Vegetação Semidensa	3	
	Vegetação Esparsa	2	
	Solo Exposto/Área Urbana	1	
Erodibilidade (K)	Neossolo Litólico	5	30%
	Argissolo Vermelho	4	
	Luvissolo Crômico	3	
	Planossolo Nátrico	2	
	Neossolo Regolítico	1	
Erosividade (R)	3.208 – 3.346	5	15%
	3.346 – 3.452	4	
	3.452 – 3.584	3	
	3.584 – 3.734	2	
	3.734 – 3.900	1	
Fator topográfico (LS)	0,03 – 0,3	5	10%
	0,4 – 1,3	3	
	1,4 – 3,7	2	
	3,8 – 12,5	1	

Fonte: Elaborado pelo autor.

5.5 Trabalho de Campo

Ao longo do período de desenvolvimento da pesquisa foram realizadas algumas visitas técnicas a campo em pontos pré-estabelecidos no gabinete com o intuito de coletar dados e validar os mapas de uso e cobertura do solo e o de risco à desertificação.

As visitas foram realizadas entre os meses de março a maio de 2020 nos municípios de Juazeirinho, Santo André e Tenório e entre os meses de agosto a outubro de 2020 em todos os municípios inseridos na microbacia. Nessa atividade foram utilizadas as seguintes ferramentas: um aparelho celular equipado com câmera digital e

com o aplicativo *Google Maps* e um receptor GPS da marca Garmim eTREX 10 para o registro das coordenadas e mapa de caminamento.



RESULTADOS E DISCUSSÕES

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 Monitoramento da Dinâmica Espaço-temporal da Cobertura Vegetal na Microbacia

As primeiras atividades econômicas desenvolvidas ao longo do processo histórico de ocupação do interior do estado da Paraíba causaram intensas modificações nas paisagens dessa região que podem ser observadas até os dias atuais. Nessa perspectiva, os recursos naturais desse ambiente foram usados indiscriminadamente ao longo de séculos, por meio de técnicas inadequadas e sem nenhuma prática de conservação ambiental, resultando em um intenso processo de degradação da cobertura vegetal e dos solos.

Dentro desse contexto, a necessidade de expansão e interiorização da pecuária bovina para abastecer os engenhos de cana-de-açúcar do litoral do Estado foi a atividade responsável por desencadear as primeiras alterações nas paisagens dessa região. Esse processo ocorreu através das margens do rio Paraíba e dos seus principais afluentes como o rio Taperoá, por onde os colonizadores europeus instalaram-se e formaram os primeiros povoados (TRAVASSOS, 2012; ALVES, 2016). Conseqüentemente, essas áreas foram as primeiras a serem degradadas devido ao desmatamento e as constantes queimadas a que eram submetidas com o intuito de transformá-las em pasto para o gado e também pela exploração da madeira para produzir carvão, lenha, cercas e material de construção para as novas moradias (LUETZELBURG, 1922; SOUZA, 2008). Além disso, conforme o autor citado anteriormente, com a consolidação da ocupação dos colonos nessas áreas foi necessário o desenvolvimento de uma agricultura de subsistência para suprir as demandas por alimentos dos criadores, intensificando ainda mais a exploração.

Com base no exposto, apesar da pecuária extensiva e da agricultura de subsistência serem as primeiras atividades a causarem alterações, a monocultura do algodão implementada a partir do século XVIII teve papel preponderante na degradação da cobertura vegetal original do interior da Paraíba.

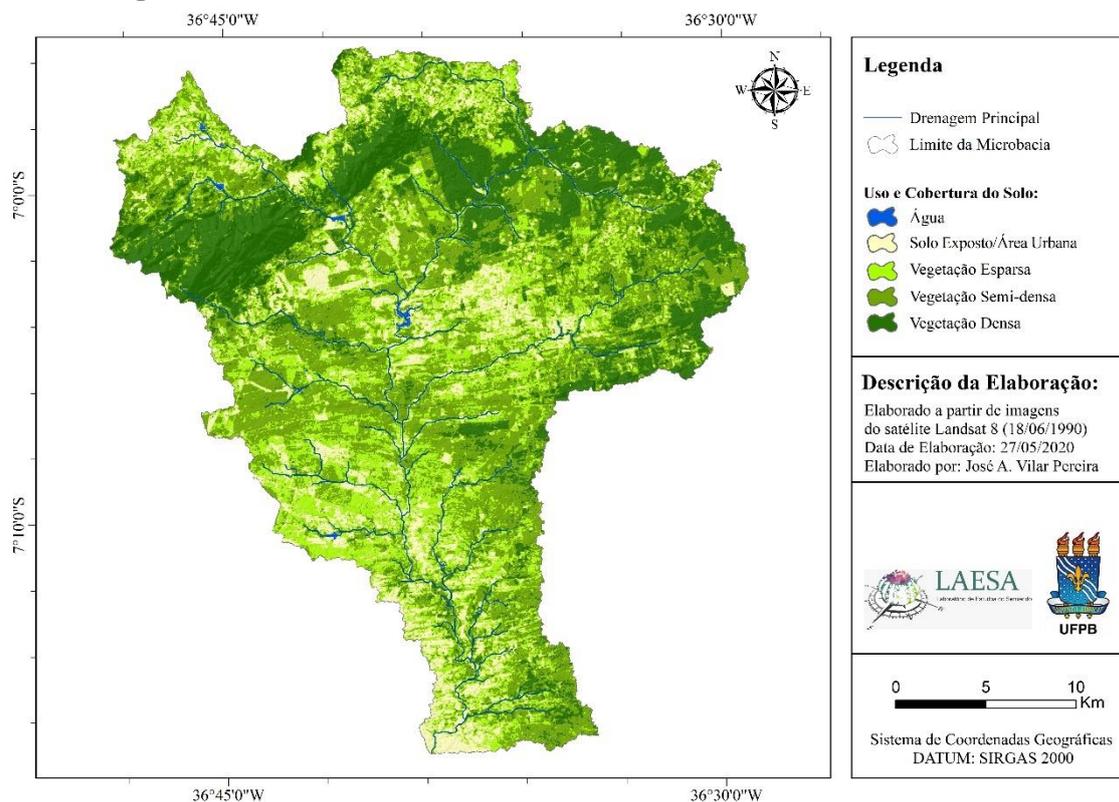
Inicialmente o algodão era utilizado como matéria-prima para produção de roupas da população mais pobre e para a alimentação do gado, porém o apogeu dessa cultura no interior do Nordeste brasileiro se deu entre o final do século XIX até a primeira metade do século XX, devido à alta procura e conseqüentemente valorização do produto no

mercado internacional, especificamente pela indústria têxtil da Inglaterra (SOUZA, 2008; TRAVASSOS, 2012). Assim, houve uma expansão dos algodoads no semiárido e na Paraíba nesse período através do desmatamento de extensas áreas para introdução da cotonicultura, resultando na devastação da vegetação das caatingas, devido as práticas rudimentares utilizadas para os plantios sucessivos e com pousio quase inexistente (ALMEIDA, 2012; PEREIRA; PEREIRA, 2012). As regiões que foram utilizadas para o cultivo do algodão, algumas abandonadas há anos, até hoje enfrentam problemas ambientais e não conseguiram se recuperar por conta própria.

Sendo assim, as atividades tradicionais desenvolvidas ao longo do processo histórico de ocupação do interior paraibano resultaram em diferentes formas de uso e cobertura do solo na microbacia do riacho Mucutú. A partir da classificação não supervisionada e do cálculo do IVDN, obtidos através do processamento das imagens dos satélites Landsat 5 e 8, foi possível constatar e mapear as alterações que ocorreram na superfície da microbacia em um período de quase 30 anos. Desse modo, conseguiu-se identificar e separar seis classes principais de uso e cobertura do solo: Vegetação Densa, Vegetação Semidensa, Vegetação Esparsa, Solo Exposto/Área Urbana e Água.

Ao analisar o mapeamento para o ano de 1990 (Figura 23), observa-se que a microbacia ainda apresentava a predominância das classes Vegetação Densa e Vegetação Semidensa, distribuídas em concentrações relativamente ainda altas nas áreas à noroeste e à nordeste. Entretanto, nesse ano já era possível identificar alterações na cobertura vegetal significativas, sendo perceptível, mesmo em menor proporção, a presença de áreas cobertas por Vegetação Esparsa e algumas manchas de Solo Exposto/Área Urbana localizadas na parte norte e na parte central, coincidindo com as áreas de menor declividade e próximo aos principais canais de drenagem.

Figura 23: Uso e cobertura do solo na Microbacia do Riacho Mucutú em 1990.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Conforme o mapa anterior (Figura 23) e os dados da Tabela 6, constatou-se que a área correspondente a Vegetação Densa ocupava 230,85 km² em 1990, o que em porcentagem representava mais de 32% da área total da microbacia, sendo portanto, a categoria de uso e cobertura do solo de maior representatividade para este ano. As áreas de vegetação Semidensa e Esparsa contabilizavam 199,97 km² (28,26%) e 173,72 (24,55%) respectivamente.

Tabela 6: Quantificação das classes de uso e cobertura do solo.

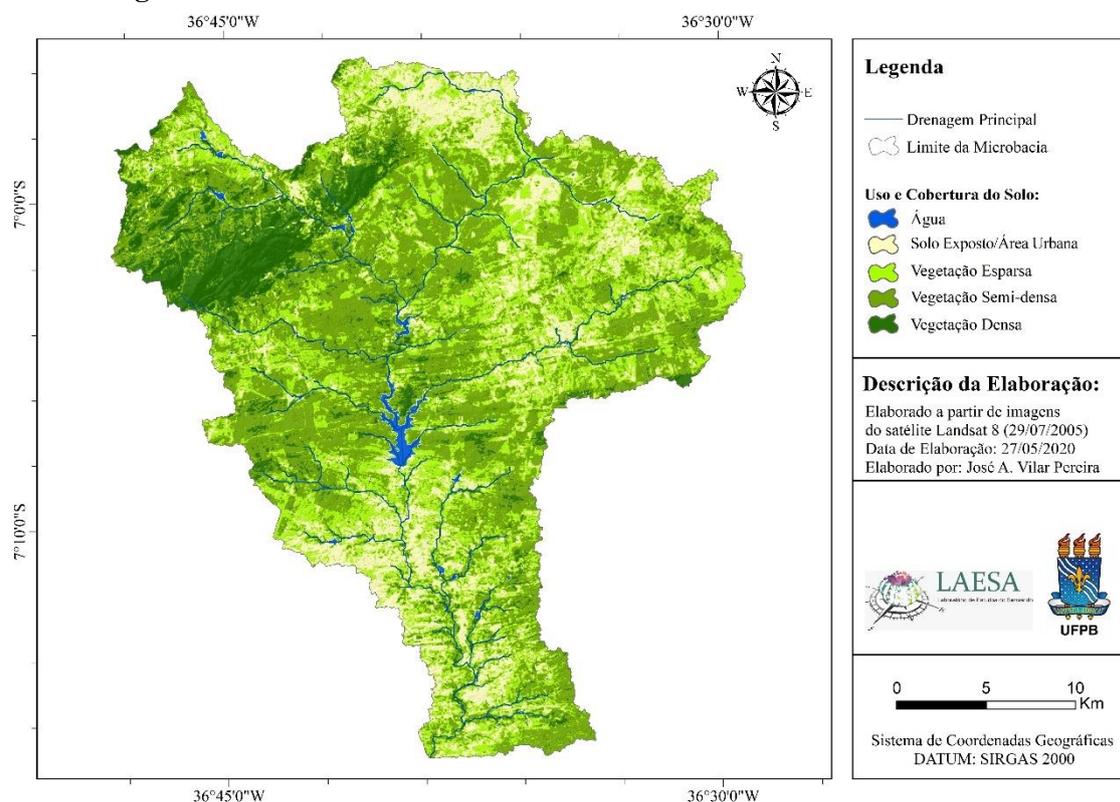
CLASSES	1990		2005		2019	
	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%
Vegetação Densa	230,85	32,62	73,79	10,43	62,17	8,79
Vegetação Semidensa	199,97	28,26	286,04	40,42	218,73	30,91
Vegetação Esparsa	173,72	24,55	219,63	31,03	246,93	34,88
Solo exposto/Área Urbana	101,77	14,38	122,15	17,26	175,68	24,83
Água	1,34	0,19	6,04	0,86	4,14	0,59
Área Total	707,65	100	707,65	100	707,65	100

Fonte: Elaborado pelo autor.

Sendo assim, somando as classes de Vegetação Densa, Semidensa e Esparsa, mais de 85% da área de estudo era recoberta por algum tipo de cobertura vegetal no período analisado. Nota-se também que as superfícies de Solo Exposto/Área Urbana possuíam 101,77 km², portanto, as áreas com solos desnudos já somavam 14,38%, enquanto os corpos hídricos representados pela classe Água, ocupavam apenas 1,34 km² (0,19%) da microbacia.

O mapeamento de 2005 demonstra um aumento das áreas recobertas pela Vegetação Semidensa em relação a 1990, onde essa classe ocupava 199,97 km² (28,26%) passando a ocupar 286,04 km² (40,42%) e das áreas de Vegetação Esparsa que antes recobriam 173,72 km² (24,55%) e passaram a ocupar 219,63 (31,03%) em 2005 (Figura 24 e Tabela 6). Em contrapartida, no mesmo período a Vegetação Densa apresentou uma significativa redução. Em 1990, essa classe abrangia uma área de 230,85 km² (32,62%), passando a ocupar 73,79 km² (10,43%) em 2005, o que significa uma diminuição de 157,06 km² em 15 anos.

Figura 24: Uso e cobertura do solo na Microbacia do Riacho Mucutú em 2005.



Fonte: Elaborado pelo autor.

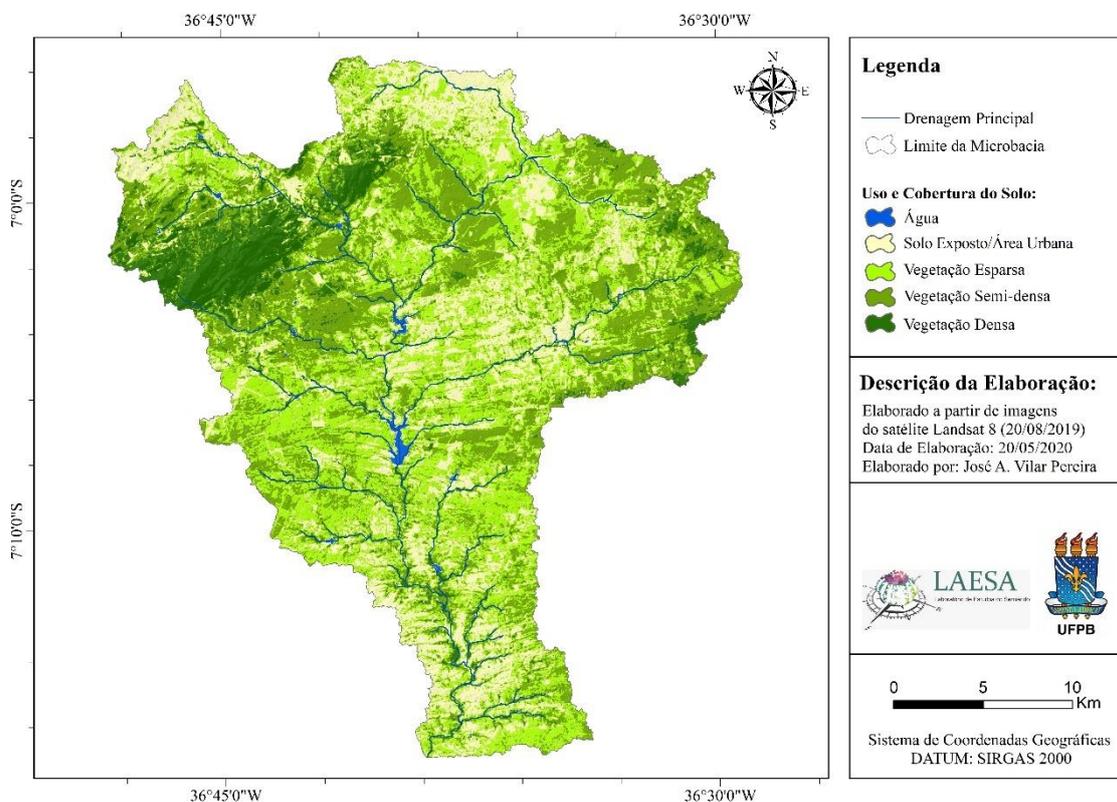
De modo geral, apesar do aumento da vegetação semidensa e esparsa, entre 1990 e 2005, houve uma redução da cobertura vegetal total da microbacia que antes

representava mais de 85% da sua superfície, e em 2005 passou a representar 81,88%. Apesar de ser uma redução relativamente pequena, nota-se uma mudança na configuração espacial da densidade da vegetação, tendo em vista que as áreas de vegetação densa foram suprimidas e substituídas por uma vegetação mais espaçada.

Nesse período também se constatou que as áreas correspondentes a classe Solo Exposto/Área Urbana aumentaram, uma vez que em 1990 essa categoria possuía 101,77 km² (14,38%) e em 2005 passou a ocupar 122,15 km² (17,26%), crescendo 20,38 km². A classe Água também registrou um pequeno aumento de 4,7 km² na sua superfície em decorrência da construção do açude Mucutú em 2002.

Ao compararmos os dados de 2005 com os de 2019, podemos verificar que as alterações nas classes de uso e cobertura do solo foram mais intensas nesse período do que entre 1990 e 2005 (Figura 25 e Tabela 6). A maior modificação aconteceu na distribuição das superfícies da Vegetação Semidensa que tinha registrado crescimento em 2005, ocupando uma área de 286,04 km² (40,42%), passando a ocupar no mapeamento mais recente 218,73 km² (30,91%), ou seja, houve um decréscimo de 67,31 km². As áreas de Vegetação Densa também diminuíram e no mapeamento atual passaram a representar 62,17 km² ou apenas 8,79% da área total da microbacia.

Figura 25: Uso e cobertura do solo da Microbacia do Riacho Mucutú em 2019.



Fonte: Elaborado pelo autor.

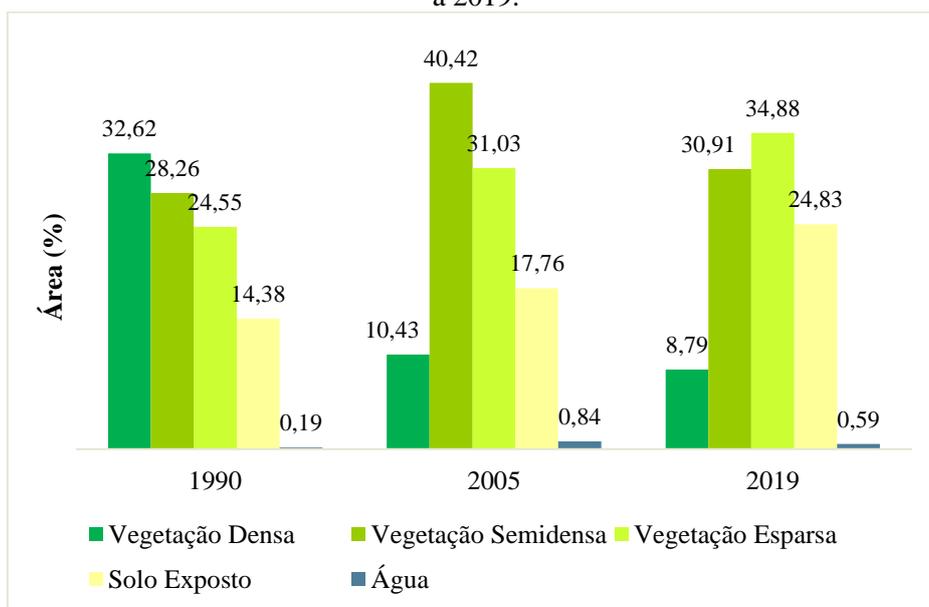
Nesse âmbito, áreas que em 2005 eram ocupadas pela Vegetação Densa e Semidensa foram suprimidas e substituídas pelas classes de Vegetação Esparsa, que ocupava 219,63 km² e passou a representar 246,93 km² (34,88%), e pelas superfícies de Solo Exposto/Área Urbana que passaram a ocupar 175,68 km² (24,83%), crescendo cerca de 53 km².

A partir do gráfico a seguir (Figura 26), pode-se verificar a dinâmica das alterações nas paisagens da microbacia e a evolução histórica das classes de uso e cobertura do solo entre os anos de 1990 e 2019. De modo geral, pode-se verificar que no período analisado a configuração espacial das paisagens da área de estudo foi intensamente alterada.

Percebe-se que as maiores modificações ocorreram nas classes que representam a cobertura vegetal, tendo em vista que antes era predominante na microbacia, a presença de uma vegetação mais adensada que foi substituída atualmente por uma cobertura mais rarefeita e antropizada e com grandes superfícies de solos completamente desnudos.

Neste caso, no ano de 1990 as classes de Vegetação Densa e Semidensa ocupavam mais de 60% da área total da microbacia, contudo ao longo de 29 anos, essas classes foram intensamente degradadas e substituídas por superfícies de vegetação esparsa e de solo exposto, passando a ocupar aproximadamente 39% no ano de 2019.

Figura 26: Dinâmica das alterações nas classes de uso e cobertura do solo entre os anos de 1990 a 2019.



Fonte: O autor.

No período estudado, constatou-se que a Vegetação Densa foi a única classe de uso e cobertura do solo que apresentou decréscimo, perdendo cerca de 73% da sua superfície. Já as manchas da Vegetação Semidensa e Esparsa cresceram 9,38% e 42,14% nessa ordem. Nesse cenário, apesar da aparente recuperação da cobertura vegetal, os dados e as análises em campo revelam que o crescimento dessas fisionomias ocorreu em detrimento a incorporação de algumas áreas que antes eram ocupadas pela Vegetação Densa. Já o restante das manchas que não conseguiram se recuperar foram substituídas pelas áreas Solo Exposto/Área Urbana, categoria que apresentou o maior aumento, expandindo sua superfície em 72,62%. A classe Água não apresentou grandes variações nos anos analisados.

Verificou-se que no recorte temporal entre os anos de 1990 a 2005, foi onde ocorreu as maiores alterações na Vegetação Densa, que perdeu cerca de 68% da sua área em apenas 15 anos. Todavia, no mesmo período, a Vegetação Semidensa e Esparsa aumentaram 43,04% e 26,42% respectivamente, e as superfícies de Solo Exposto/Área Urbana 20,02%. Essas alterações aconteceram logo após ao período de declínio da produção algodoeira e do agave (*Agave sisalana*), que até então eram uma das principais atividades econômicas da região. A crise de ambos acarretou transformações em toda a estrutura econômica e social, uma vez que era por meio dessas atividades que provinha a grande maioria dos empregos e da renda obtidas na zona rural (TRAVASSOS, 2012).

Consequentemente, a população foi obrigada a procurar outros meios para garantir a sua subsistência, intensificando o uso dos recursos naturais da região. Conforme o autor supracitado, nesse período notou-se uma expansão das áreas de pastagens plantadas incentivadas por políticas públicas de combate à seca e de expansão da agropecuária.

Nesse sentido, extensas áreas de vegetação nativa densa foram desmatadas e substituídas por espécies exóticas ao bioma Caatinga, como o campim-bufel (*Cenchrus ciliaris*), a algaroba (*Prosopis juliflora*) e a palma forrageira (*Opuntia ficus-indica*) para serem utilizadas como forragem para o gado durante os períodos de estiagem, o que pode explicar a diminuição das áreas de vegetação densa nativa e aumento da vegetação semidensa e esparsa no período.

Entre os anos de 2005 a 2019, a Vegetação Densa continuou a diminuir, porém em velocidade menor do que a verificada no período anterior. Já a Vegetação Semidensa, diferentemente do que foi registrado no mapeamento de 2005, apresentou um decréscimo de 23,53% da sua área. No entanto, nesse meio tempo as áreas de vegetação com menor

densidade e degradadas (Vegetação Esparsa), assim como as de solos desnudos continuaram a crescer, a primeira aumentou 12,43% e a segunda 43,82%.

Um conjunto de fatores podem ter contribuído e influenciado as alterações identificadas nos usos e na cobertura do solo da microbacia no último recorte temporal analisado. Nesse espaço-tempo, mais especificamente entre os anos de 2012 a 2017, a região semiárida enfrentou um longo período de estiagem, provocado por uma forte influência do fenômeno *El Niño*. Tal acontecimento, além de inúmeras outras consequências, impossibilitou ou reduziu drasticamente o desenvolvimento da agricultura de subsistência, uma das principais fontes de renda da maioria das famílias que vivem na zona rural dos municípios que compõem a microbacia.

Como consequência desta realidade, durante esse período a pecuária ganhou maior destaque e importância. Contudo, conforme Travassos (2012) nos últimos anos houve uma mudança no perfil dessa atividade na região do Cariri em virtude de maiores investimentos e incentivos dos governos federal e estadual na ovinocaprinocultura, tornando essa atividade mais acessível desde os pequenos proprietários aos latifundiários. Além disso, os caprinos e os ovinos são mais resistentes aos grandes períodos de estiagem e são menos seletivos na alimentação, reduzindo os custos para manutenção dos rebanhos em comparação aos bovinos.

Nessa perspectiva, de acordo com os dados do Censo Agropecuário realizado pelo IBGE em 2017 (Tabela 7), evidencia-se que o rebanho de pequeno porte nos municípios que compõem a microbacia, já é superior ao rebanho de bovinos, destacando-se o número de caprinos com mais de 30 mil cabeças, tornando-se um dos principais meios para garantir a sobrevivência dos pequenos agricultores durante a seca.

Tabela 7: Distribuição do rebanho de bovinos, caprinos e ovinos nos municípios que compõem a microbacia.

Município	Bovinos (Cabeças)	Caprinos (Cabeças)	Ovinos (Cabeças)
Juazeirinho	4.463	6.946	4.572
Santo André	1.356	5.000	3.384
Taperoá	7.470	10.427	6.396
Assunção	966	1.439	697
Junco do Seridó	1.557	2.619	329
Salgadinho	1.021	2.690	410
Tenório	635	1.597	456
Total	17.468	30.718	16.244

Fonte: IBGE (2017).

De forma geral, quando soma-se o número de bovinos, caprinos e ovinos apresentados anteriormente (Tabela 7), nota-se que a microbacia tem um rebanho superior a 64 mil cabeças, que normalmente são criados soltos dentro da Caatinga (Figura 27).

Figura 27: Caprinos criados de forma extensiva.



Fonte: Acervo do autor, em agosto de 2020.

Este modelo de criação extensiva e a alta densidade de cabeças em pequenos espaços, principalmente caprinos, sobrecarrega as pastagens da região, provocando entre outras consequências a alteração da composição florística da vegetação local, pois os rebanhos consomem as espécies que lhes são mais palatáveis em detrimento daquelas que não o são e que ao se multiplicarem tornam-se invasoras; afeta o sistema solo – água através da diminuição das quantidades de matéria seca residual; favorece a invasão por espécies herbáceas e dificulta a recuperação dos estratos arbustivos e arbóreos; provoca a destruição da estrutura do solo ocasionando uma diminuição em carbono orgânico e nitrogênio e leva à compactação, favorecendo o escoamento superficial que intensifica os processos erosivos e acentua os efeitos da seca climática que favorecem a expansão das áreas em processo de desertificação (ALMEIDA, 2012; ALVES; ARAÚJO; NASCIMENTO, 2009; FAO, 2019b; 2019 c; MIRZABAEV et al., 2019; SHI et al., 2010; WOLKA et al., 2021).

Geralmente, nos períodos de estiagem quando a vegetação de Caatinga entra em estágio de dormência e a maioria das suas espécies perdem completamente as folhas, os rebanhos passam a ser alimentados com a forragem gerada nos roçados e pela palma

forrageira (*Opuntia ficus-indica*), cactácea exótica e de cultura perene graças a sua resistência as características naturais do semiárido e, portanto, de grande potencial para consumo animal. No entanto, as lavouras de palma foram drasticamente reduzidas pela intensificação do consumo durante a seca de 2012 a 2017 e principalmente pela infestação da praga da cochonilha do carmim (*Dactylopius sp*), inseto que segundo Aguiar et al. (2019) é de rápida disseminação e se alimenta da seiva da palma, tornando-a amarela e murcha.

Em razão dessa realidade, os pequenos agricultores sem outras alternativas e vítimas de um contexto econômico, político e natural desfavorável, intensificam a exploração dos recursos naturais do bioma Caatinga, em especial da vegetação. Sem a palma, o gado passou a ser alimentado através de algumas espécies de cactos nativos da Caatinga como, o cardeiro/mandacaru (*Cereus jamacaru*), o xique-xique (*Cereus gounellei*) e o facheiro (*Pilosocereus pachycladus*), geralmente preparados através de técnicas rudimentares, como o corte e a queima para diminuir ou eliminar os espinhos e facilitar a alimentação dos animais (Figura 28). Tal processo, além de destruir plantas, muitas vezes provoca incêndios devido à falta de controle durante a utilização do fogo, dando origem a extensas manchas de solos completamente sem vegetação.

Figura 28: Queima de espinhos do xique-xique (*Cereus gounellei*) para facilitar a alimentação do gado em período de estiagem.



Fonte: Acervo do autor, em outubro de 2017 e novembro de 2020.

Vale ressaltar que a queimada é uma técnica tradicionalmente utilizada na área de estudo como ferramenta de manejo agropecuário. O fogo é utilizado pelos produtores rurais para criar novas áreas de pastagens através de um processo localmente denominado de “broca” que consiste segundo Souza (2008), primeiro no desmatamento da vegetação

nativa e depois na concentração da biomassa resultante em pequenos montículos, denominados de “coivara”, que logo após são queimados (Figura 29).

Pereira e Silva (2016) contribuem dizendo que geralmente essas técnicas também são utilizadas para expandir ou fazer a manutenção dos roçados, tendo em vista que as lavouras cultivadas na região, principalmente o milho e o feijão, tem ciclo vegetativo curto, fazendo com que o agricultor a cada fim de colheita precise preparar e limpar o solo para a próxima temporada de chuvas.

Para Duarte (2008), as queimadas além de provocarem a destruição de extensas áreas de vegetação, alteram as características naturais dos solos, pois provocam a diminuição ou a perda dos seus nutrientes, eliminam os micro-organismos decompositores e causam danos a sua fertilidade, deixando-os totalmente desprotegidos sob os efeitos dos processos erosivos.

Figura 29: Broca da cobertura vegetal e queima para expansão de áreas de agricultura.



Fonte: Acervo do autor, em agosto de 2020.

Outras atividades econômicas, em especial a mineração, também contribuem para a diminuição da cobertura vegetal. A área em que a microbacia está inserida abrange a província pegmatítica da Borborema-Seridó, onde verifica-se a presença de pedras preciosas como a turmalina da Paraíba, além de outros minerais como a tantalita, columbita, quartzo, feldspato, bentonita, entre outros (XAVIER et al., 2017). Porém, destaca-se na região a mineração de caulim (Figura 30), principalmente nos municípios de Juazeirinho, Junco do Seridó e Tenório, sendo esta realizada, geralmente, através da remoção da cobertura vegetal para a escavação dos solos e extração desta matéria-prima, de caráter local, além do uso da lenha, de caráter espacial mais amplo, para beneficiar esse minério.

Figura 30: Rejeito da extração de caulim no município de Tenório.



Fonte: Acervo do autor, em agosto de 2020.

Outra atividade bastante comum na região é a extração de argila para confecção de cerâmicas, telhas e tijolos que além de causar a degradação dos solos mais argilosos, normalmente utiliza a biomassa vegetal da Caatinga como fonte energética para produção desses elementos nas olarias.

Destaca-se também a comercialização de um tipo de areia, localmente denominada de “massame”, utilizada na construção civil. Todavia, a extração desse mineral é feita de forma rústica e indiscriminada nas margens dos principais canais de drenagem, causando a desagregação das partículas do solo, intensificando os processos erosivos e gerando grandes crateras que resultam em extensas superfícies de solos expostos totalmente inutilizadas.

Diante o exposto, é perceptível que as práticas econômicas desenvolvidas na microbacia ao longo de quase três décadas resultaram em índices de degradação da cobertura vegetal consideráveis. Nesse caso, destacam-se as atividades tradicionais, principalmente pecuária extensiva e a agricultura de subsistência, ambas realizadas através de técnicas rudimentares.

Contudo, os longos períodos de estiagem e secas dos últimos anos, apesar de não serem a causa direta da degradação, intensificaram a vulnerabilidade social da região e obrigaram a população a procurar outros meios de subsistência ainda mais degradantes que resultaram em altas taxas de desmatamento.

6.2 Potencial Natural da Microbacia do Riacho Mucutú à Erosão

6.2.1 Erosividade das Chuvas (R)

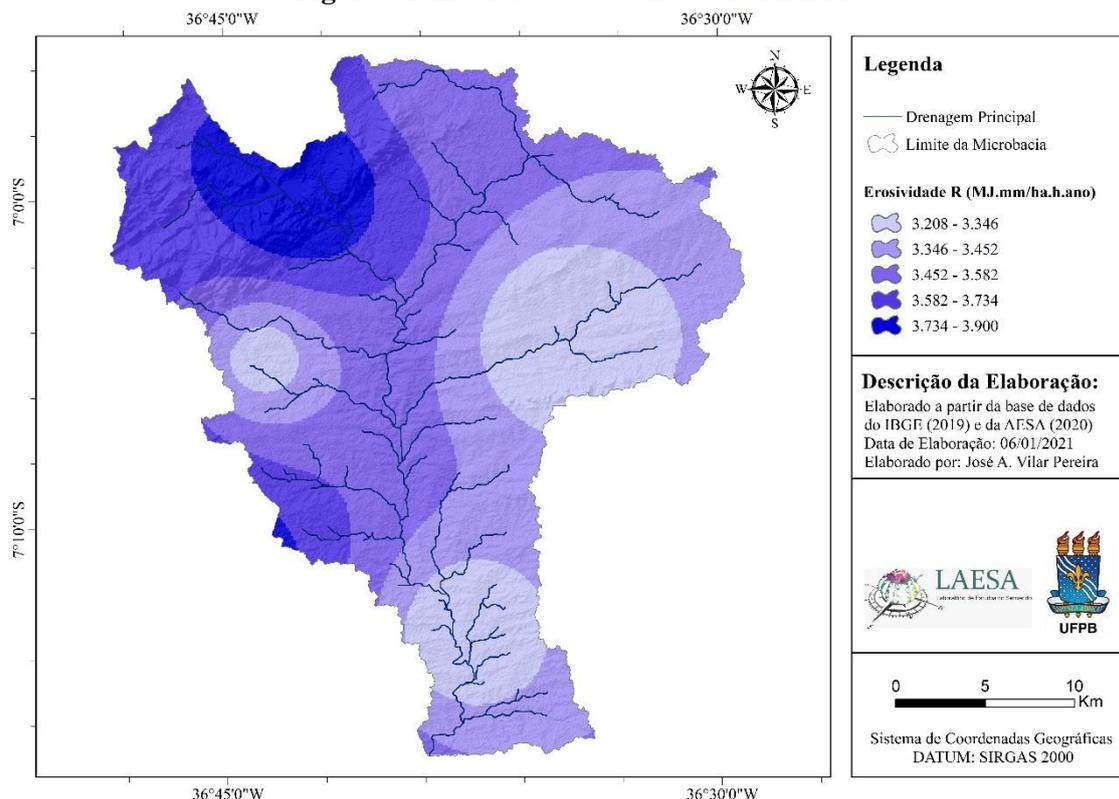
A erosividade das chuvas é um fator decisivo nas análises de perdas de solo por processos erosivos superficiais. Especialmente em áreas semiáridas (WANG et al., 2016), onde as chuvas são frequentemente intensas em solos secos com vegetação degradada, o que pode levar a uma alta suscetibilidade à erosão. Portanto, uma avaliação adequada da erosividade da chuva é de particular importância, devido aos efeitos negativos causados pelo esgotamento da camada superficial do solo e carregamento excessivo de sedimentos (BAKKER et al., 2005; GUESRI; MEGNOUNIF; GHENIM, 2020; TSITSAGI; BERDZENISHVILI; GUGESHASHVILI, 2018; XU; SUN; JI, 2021).

A partir da análise da distribuição e do cálculo da erosividade das chuvas (fator R) para a microbacia do riacho Mucutú, constatou-se um valor médio anual de 3.482 Mj.mm/ha/h/ano. De acordo com a classificação de Carvalho (2008) e com base no valor médio encontrado, a erosividade da área de estudo pode ser considerada como muito alta.

Entretanto, identificou-se uma baixa variação nos índices de erosividade, sendo o valor mínimo encontrado de 3.208 Mj.mm/ha/h/ano e o máximo de 3.900 Mj.mm/ha/h/ano. Tal variação, pode ser explicada pela extensão da área de estudo, considerando que as características do clima, principalmente o regime de chuvas, entre os municípios inseridos na microbacia é significativamente semelhante.

No mapa de Erosividade das Chuvas (Figura 31), gerado através da interpolação dos valores de erosividade de sete estações pluviométricas analisadas, com dados dos últimos 15 anos, é possível observar a distribuição espacial dos valores de R.

Figura 31: Erosividade das Chuvas na MHRM.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Nota-se uma pequena variação dos índices de erosividade, com um leve aumento dos valores das áreas de menor altitude para as mais altas, ou seja, das regiões de relevo mais baixo para as serranas. No geral, os maiores valores encontrados (3.734 – 3.900 MJ.mm/ha.h.ano) estão concentrados na região noroeste da microbacia, enquanto os menores valores (3.208 – 3.346 MJ.mm/ha.h.ano) estão distribuídos na região sudeste.

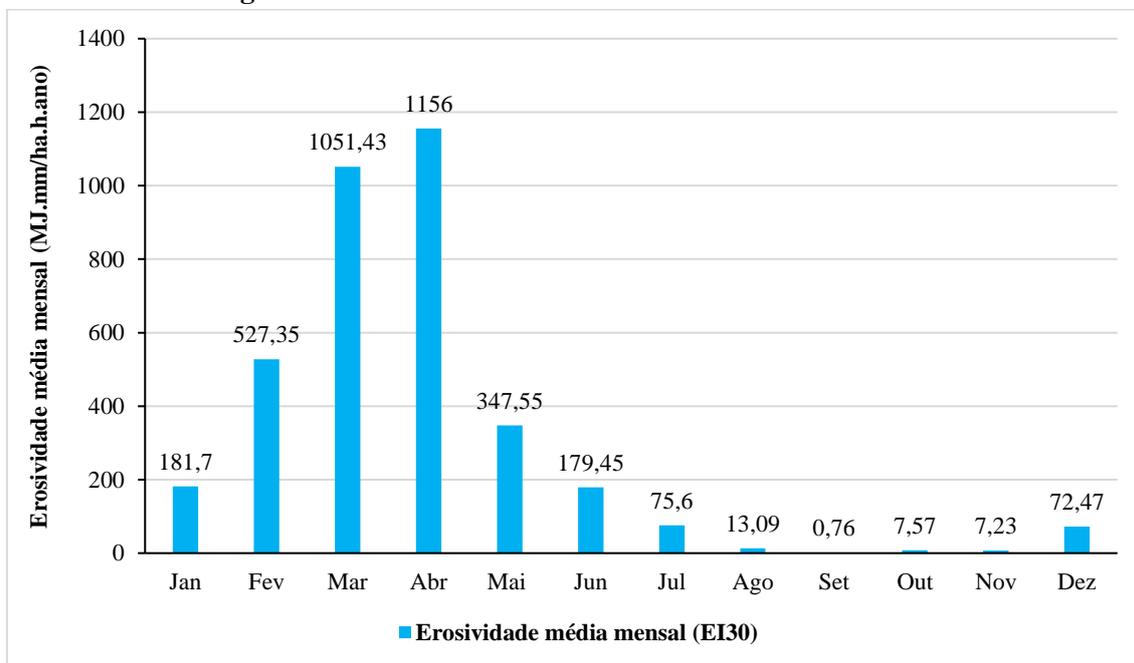
Sales et al. (2011) ao estudarem a dinâmica erosiva na microbacia do riacho Varjota no estado do Ceará, também identificaram uma baixa variabilidade nos valores de erosividade (6.138 a 6.405 MJ.mm/ha.h.ano). Os autores relacionaram a constância da erosividade ao tamanho da área estudada que confere uma uniformidade na distribuição espacial das chuvas sobre a microbacia.

Santos e Aquino (2015) nos municípios de Castelo do Piauí e Juazeiro do Piauí/PI encontraram índices de erosividade variando entre 6.460 a 7.600 MJ.mm/ha.h.ano, com 74,7% da área classificada como de alta erosividade, 13,4% como moderada e 11,9% como de muito baixa a baixa erosividade.

Como pode ser visualizado no gráfico da Figura 32, a variabilidade mensal do índice de erosividade na MHRM é totalmente relacionada ao regime das precipitações na

região, caracterizado pela torrencialidade e pela ocorrência de chuvas isoladas em um curto período de tempo no ano.

Figura 32: Erosividade mensal entre os anos de 2005 a 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor.

O potencial erosivo apresentou grande variabilidade entre o período seco e chuvoso, registrando os maiores valores entre os meses de fevereiro a julho, sendo março e abril os meses com maiores índices, representando mais de 60% da erosividade anual, coincidindo com o período onde são verificados os maiores volumes de precipitação. Os menores índices de erosividade foram encontrados no período de menor precipitação que corresponde aos meses de agosto a novembro, responsáveis por apenas 0,79% da erosividade anual.

Os meses de dezembro a janeiro, apesar dos baixos valores de erosividade, são os mais preocupantes em relação aos processos erosivos, levando em consideração, que é geralmente nesse período que os agricultores começam a preparar as áreas de plantio para a próxima temporada de chuvas, retirando a vegetação herbácea e a palha seca, deixando a superfície dos solos totalmente exposta e vulnerável as primeiras chuvas que desagregam e transportam as partículas da camada mais fértil através da erosão laminar.

Rabelo, Girão e Araújo (2018) estudando os processos erosivos superficiais na bacia hidrográfica do rio Seridó, localizado entre os estados da Paraíba e o do Rio Grande do Norte, também identificaram que os meses de março e abril foram os que apresentaram

os maiores índices erosividade nos municípios paraibanos inseridos na bacia. Os autores relacionaram os valores encontrados, classificados como altos, a atuação da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) que tem mais influência nesses meses na região. Já os baixos valores encontrados entre os meses de janeiro e fevereiro foram relacionados ao Vórtice Ciclônico de Altos Níveis (VCAN) que prova chuvas mais fracas de pré-estação.

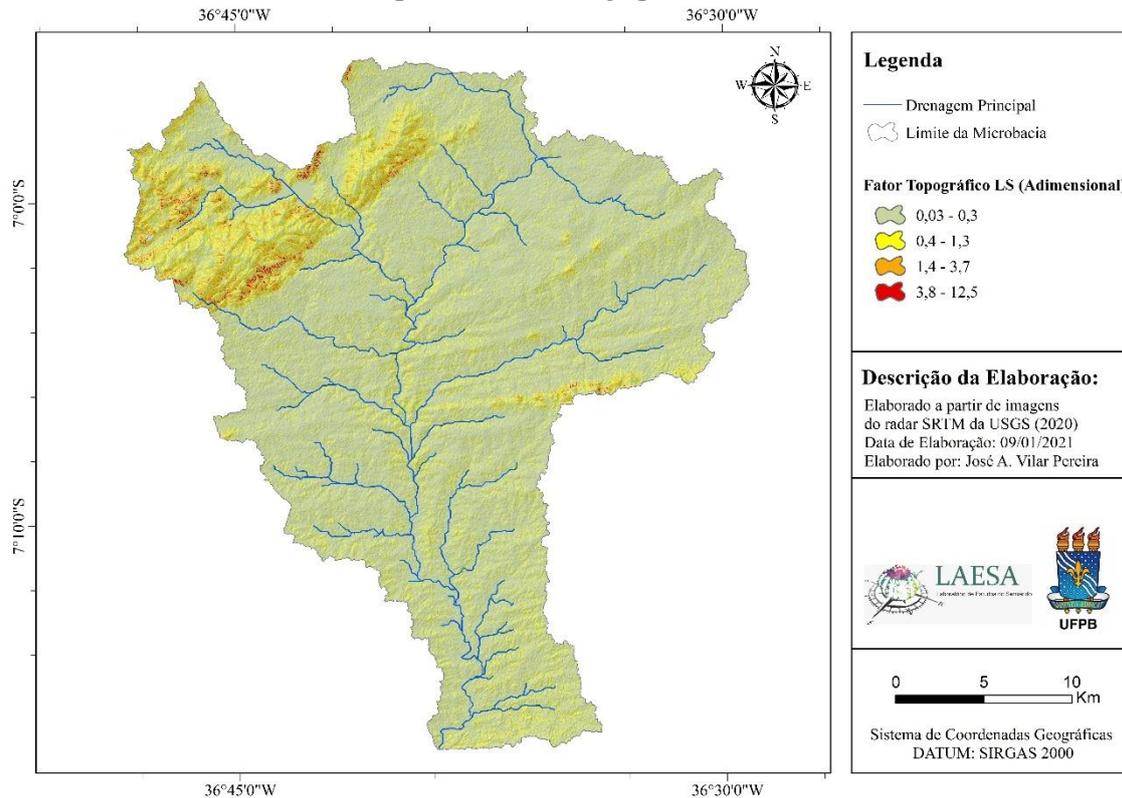
6.2.2 Fator Topográfico (LS)

O relevo exerce grande influência nos processos erosivos, pois, o grau de declividade e o comprimento de rampa, são os fatores que determinam a velocidade do escoamento superficial, caracterizando assim o potencial de transporte pela erosão em termos de tamanho e quantidade de material (CORRÊA; PINTO; COUTO JÚNIOR, 2015).

Como já discutido anteriormente, o relevo da microbacia do riacho Mucutú é predominantemente plano a suave ondulado, apresentando algumas áreas com maiores variações de altitude e relevo forte ondulado. Nessas circunstâncias, as características do relevo da microbacia estão fortemente associadas aos valores do fator topográfico (LS) encontrados que variaram entre 0,03 a 12,5 (adimensional), e apresentou média de 0,22. Como pode ser observado na Figura 33, na maior parte da microbacia foram registrados valores baixos, distribuídos entre a região central até a confluência do riacho Mucutú com o rio Taperoá.

Não obstante, nas áreas de maior altitude com escarpas mais íngremes, localizadas nas zonas dos divisores de água da microbacia que correspondem a regiões serranas, predominaram valores mais altos, indicando que essas regiões são mais vulneráveis aos processos erosivos decorrentes das características topográficas, logo, a vegetação deve ser preservada para reduzir o impacto das gotas de chuva contra o solo.

Figura 33: Fator Topográfico (LS).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Morais e Sales (2017), ressaltam que a comparação de dados entre pesquisas é inviável, tendo em vista que o resultado do fator LS é bastante sensível ao algoritmo e a base de dados utilizada. Dessa maneira, segundo os autores, quanto maior a resolução espacial e a precisão vertical do MDE, melhor será o resultado. Todavia, Dornellas et al. (2017), utilizando uma base de dados semelhante ao desta pesquisa, encontram resultados aproximados, ao buscarem avaliar as perdas de solo e as áreas mais propensas à erosão na bacia do Alto Rio Paraíba no Cariri Paraibano, onde os autores identificaram que 57% da área apresentou valores baixos (0 a 0,5) e apenas 5% apresentou valores mais altos (>5).

Xavier et al. (2017) estudando os processos de degradação das terras e erosão da Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá, identificaram que a vulnerabilidade geomorfológica à erosão dos solos da bacia reflete as características do relevo que é composto por cerca de 90% de declives suaves e ondulados. Nesse contexto, os autores apontaram que a bacia apresentou grau de vulnerabilidade “estável” e “moderadamente estável” em 87% do seu território, enquanto em 3,5% apresentou grau “vulnerável” e “moderadamente vulnerável”.

6.2.3 Fator Erodibilidade dos Solos (K)

A erodibilidade descreve a resistência do solo à erosão hídrica produzida pelas propriedades intrínsecas a cada classe de solo que são responsáveis por regular a velocidade de infiltração, a permeabilidade, a capacidade de armazenamento de água e oferecem resistência as formas de dispersão, salpico, abrasão, transporte e escoamento pelas chuvas (BRYAN, 2000; FROTA, 2012; MORGAN, 2005; WANG et al., 2018).

Sendo assim, de acordo com a base de dados do IBGE (2020) na microbacia hidrográfica do riacho Mucutú foram identificadas 5 classes de solos: Planossolo Nátrico, Neossolo Litólico, Luvissole Crômico, Argissolo Vermelho e Neossolo Regolítico. Na Tabela 8, é possível observar a porcentagem ocupada por cada classe de solo na microbacia, assim como os seus respectivos valores de erodibilidade (fator K), obtidos através da análise granulométrica.

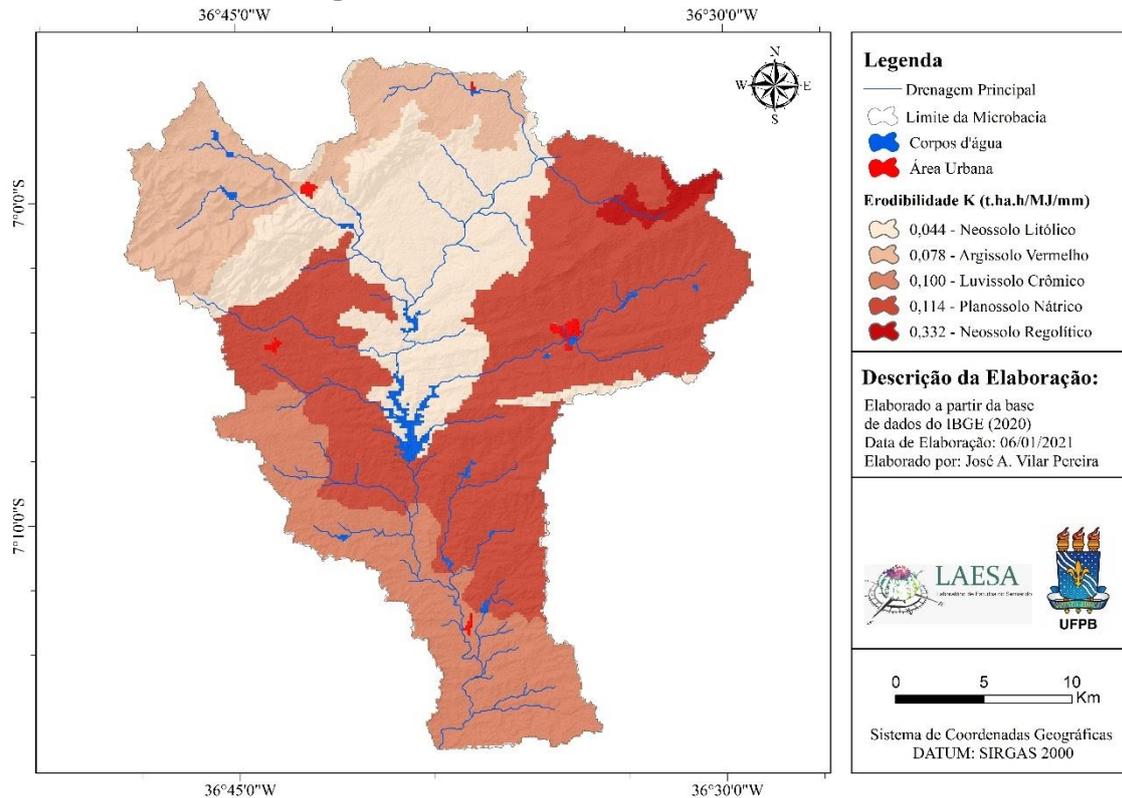
Tabela 8: Distribuição das classes de solos na MHRM e seus respectivos valores de erodibilidade (fator K).

Classes de solo	K	Área (km ²)	Área (%)
Planossolo Nátrico	0,114	304,87	42,06
Neossolo Litólico	0,044	170,34	23,50
Luvissole Crômico	0,100	123,50	17,03
Argissolo Vermelho	0,078	105,12	14,50
Neossolo Regolítico	0,332	9,79	1,35

Fonte: Elaborado pelo autor.

No geral, constatou-se que em 42,06% da área estudada predomina índice de erodibilidade de 0,114 t.h/Mj/mm. O segundo índice em extensão foi de 0,044 t.h/Mj/mm ocupando 23,50%, seguido pelo valor de 0,100 t.h/Mj/mm que ocupa 17,03% da microbacia. Os índices que ocuparam menores áreas foram 0,078 t.h/Mj/mm em 14,50% e 0,332 em apenas 1,35%. Desse modo, segundo a classificação de McKenzie et al. (2002), 23,50% e 76,50% dos solos da microbacia apresentam Alta e Muito Alta erodibilidade respectivamente, como pode ser observado no mapa da Figura 34.

Figura 34: Erodibilidade dos Solos (Fator K).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os Planossolos Nátricos são a maior classe de solo em extensão na microbacia, compreendendo cerca de 304,8 km² o que representa mais de 42% da área, com índice erodibilidade classificado como Muito Alta (0,114 t.h/Mj/mm). Esses solos são bastante propensos aos processos erosivos, principalmente os de caráter superficial como a erosão laminar.

Os principais fatores da sua alta erodibilidade são a presença de um horizonte superficial de textura muito arenosa, a mudança abrupta para um horizonte B textural de muito baixa permeabilidade devido a sua constituição mais argilosa e adensada (EMBRAPA, 2018), e o excesso de sódio trocável que dispersa as argilas e diminui a permeabilidade da água (ARAÚJO FILHO et al., 2017; CUNHA et al., 2010; LEPSCH, 2010). Por estarem distribuídos em áreas de relevo mais plano ou suave ondulado e com poucas variações de altitudes, esses solos foram intensamente utilizados para a agricultura e a pecuária, tendo sua cobertura vegetal bastante alterada.

Os Neossolos são solos jovens que normalmente ocorrem em relevos suave ondulado a ondulado. Dentre as suas subdivisões, na área de estudo foram encontrados os Neossolos Litólicos e os Regolíticos. O primeiro está distribuído em mais 23,5% da área da microbacia e foi a única classe que apresentou índice de erodibilidade classificada

como Alta (0,044 t.h/Mj/mm), sendo que a sua suscetibilidade à erosão está associada, principalmente a sua permeabilidade muito lenta que favorece o escoamento superficial, como também ao seu baixo desenvolvimento pedogenético e a sua baixa espessura do material mineral e orgânico (SANTOS; AQUINO, 2015; FREIRES, 2020).

O Neossolo Regolítico, por sua vez, foi a classe que apresentou o maior índice de erodibilidade com 0,332 t.h/Mj/mm, porém a sua superfície ocupa apenas 1,3% da área total estudada. Os fatores da sua alta erodibilidade são semelhantes ao Litólico, sendo bastante influenciada por sua estruturação pouca e fraca, e também por sua textura predominantemente arenosa (BORGES NETO, 2020; EMBRAPA, 2018).

A classe dos Luvisolos Crômicos ocupa mais de 17% do território da microbacia e também tem a sua erodibilidade classificada como Muito Alta (0,100 t.h/Mj/mm). Está distribuído nas áreas com as menores variações de altitude e com declividade predominantemente plana, nas proximidades da confluência do riacho Mucutú com o Rio Taperoá.

São solos naturalmente muito susceptíveis a erosão, mesmo quando situados em relevo suave ondulado, devido a coesão do horizonte superficial que apresenta uma dureza excessiva e da expressiva mudança textural para o horizonte Bt (ARAÚJO FILHO et al., 2017; CUNHA et al., 2010; EMBRAPA, 2018; SANTOS, 2017). Lepsch (2010) relata que, o regime de chuvas do semiárido dificulta o aprofundamento e o desenvolvimento dessa classe de solo, portanto, é comum que essa classe apresente um revestimento superficial pedregoso, resultante da seletividade da dinâmica erosiva que, normalmente só consegue remover as partículas menores de argila, silte e areia (Figura 35).

Figura 35: Luvisolo Crômico no município de Santo André/PB.



Fonte: José Antônio Vilar Pereira (05/2020).

Os Argissolos Vermelhos apresentaram grau de erodibilidade de 0,078 t.h/Mj/mm. Essa classe de solo localiza-se nas áreas mais declivosas e de maior altitude na microbacia, compreendendo cerca de 14,50% da sua área total. O potencial natural desses solos à erosão se deve em consequência da sua relação textural que implica em diferenças de infiltração dos horizontes superficiais e subsuperficiais (CUNHA et al., 2010).

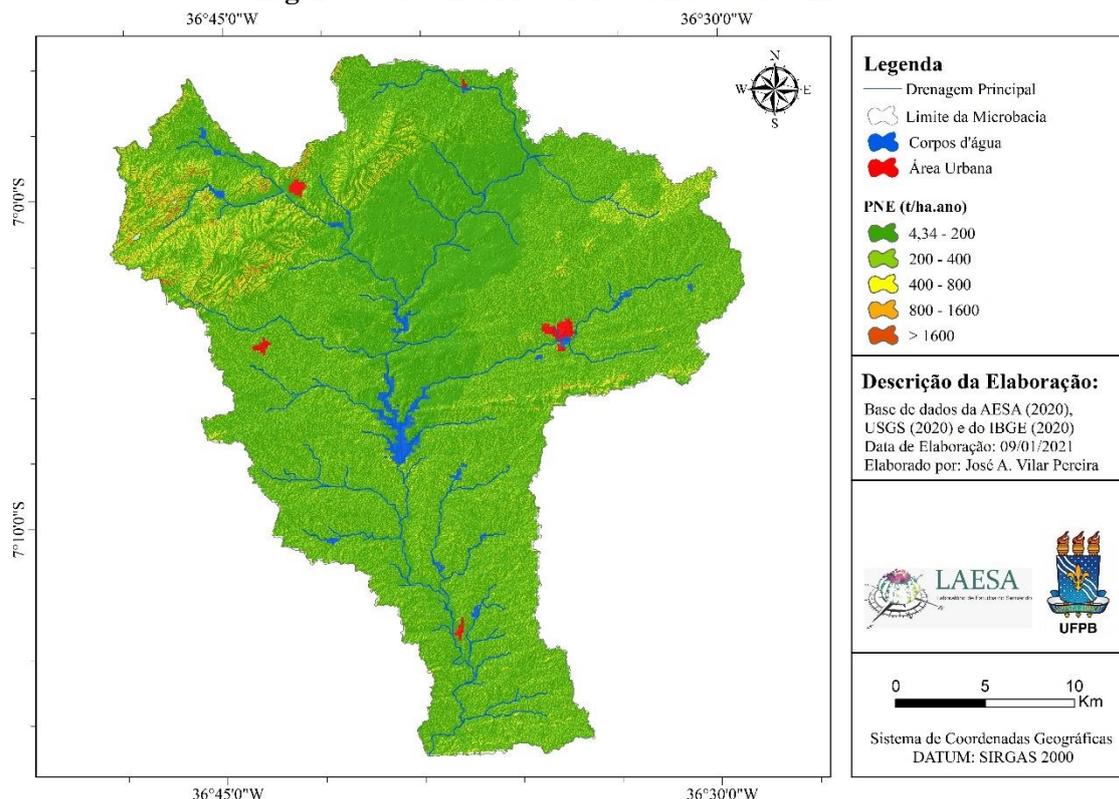
Outro fator é a sua drenagem interna, tendo em vista que muitos desses solos são pedregosos internamente e em superfície ou apresentam camadas de concreções ferruginosas, e cimentações naturais que junto ao incremento de argila em profundidade, dificultam os processos de infiltração da água, favorecendo o escoamento superficial (EMBRAPA, 2018; SANTOS, 2017).

6.2.4 Potencial Natural à Erosão

A combinação de todos os fatores físicos da EUPS (erodibilidade, erosividade e o fator topográfico) por meio da álgebra de mapas deu origem ao mapa de potencial natural à erosão (Figura 36). Conforme os resultados obtidos através cálculo do modelo PNE, o potencial natural médio à erosão da microbacia do riacho Mucutú é de 62,32 t.ha.ano. Entretanto, os valores de erosão variaram de 4,34 a 3.863 t.ha.ano.

Em geral, no mapeamento fica evidente a maior influência do fator topográfico (LS) e da erodibilidade dos solos (K) na estimativa do PNE. Os menores valores encontram-se distribuídos nas áreas planas, enquanto os maiores índices foram verificados nas áreas de maior declividade e nas manchas de solo com maior erodibilidade.

Figura 36: Potencial Natural da Microbacia à Erosão.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Conforme a classificação de Silva, Alvares e Watanabe (2011) apresentada na Tabela 9, a maior parte da microbacia do riacho Mucutú foi enquadrada nas classes de propensão à erosão muito baixa (68,35%) e baixa (25,50%), com valores variando entre 4,32 a 400,00 t.ha.ano.

Observando a espacialização dessas áreas no mapa de PNE, percebe-se que a sua distribuição está diretamente correlacionada ao fator topográfico (LS), tendo em vista que a sua distribuição corresponde as regiões com presença de um relevo com pouca variação de altitude e declividade plana a suave ondulada, característico das unidades geomorfológicas da Superfície dos Cariris e da Borborema, e também pela pouca variação dos índices de erodibilidade e de erosividade que se mantiveram constantes para essa porção da área de estudo.

Tabela 9: Distribuição das Classes de PNE.

PNE (t.ha.ano)	Classificação	Área (Km ²)	Área (%)
4,32 – 200	Muito Baixo	483,30	68,35%
200 – 400	Baixo	180,29	25,50%
400 – 800	Moderado	36,77	5,20%
800 – 1600	Alto	6,27	0,89%
> 1600	Muito Alto	0,50	0,07%

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os resultados também mostram que mais de 6% da microbacia apresenta potencial a erosão considerado Moderado, Alto e Muito Alto. A complexa combinação das condições ambientais nas áreas em destaque (Figura 37), naturalmente favorecem o desenvolvimento e propagação dos processos erosivos superficiais, uma vez que foi onde verificou-se os maiores índices de erosividade e também solos das classes do Argissolo Vermelho e do Neossolo Regolítico com alta erodibilidade, além disso, a unidade geomorfológica predominante é Alinhamento de Cristas Residuais do Maciço da Borborema, com altitudes variando entre 580 a 870 metros e declividade ondulada a forte ondulada, confirmando que a topografia é um dos fatores determinantes na variação das perdas de solo por erosão na área de estudo.

Os resultados estão de acordo com os dados encontrados na literatura. Frota (2012) analisando o potencial de erosão da bacia de drenagem do Açude Orós no estado do Ceará, identificou uma ampla semelhança entre a espacialização do potencial de erosão e a topografia da área analisada, com pouca correlação com erosividade e o potencial de erosão dos solos. Morais e Silva (2020), estudando o potencial natural de erosão dos solos da bacia hidrográfica do Rio Longá no Piauí, também constataram através da elaboração de uma matriz de correlação, a prevalência do fator topográfico sobre a erosividade e a erodibilidade na espacialização do PNE.

Figura 37: Processo erosivo em área de relevo ondulado e Neossolo Regolítico.



Fonte: Elaborado pelo autor.

De modo geral, os valores obtidos neste estudo são semelhantes aos encontrados por Morais e Sales (2017), na bacia hidrográfica do Alto Gurguéia no Piauí, que identificaram um baixo potencial a erosão, com mais de 80% da área com PNE abaixo

400 t.ha.ano, entretanto, em 6,4% da bacia que corresponde a áreas declivosas associadas as escarpas das bordas dos planaltos e as chapadas, os autores identificaram valores superiores a 1.600 t.ha.ano estando fortemente correlacionado ao fator topográfico.

Falcão, Duarte e Veloso (2020) analisando o potencial natural à erosão do município de Machados localizado na região semiárida do estado de Pernambuco, constaram que apesar do relevo acidentado, a área de estudo é pouco susceptível à erosão, devido principalmente, ao regime de chuvas que não tem grande potencial em ocasionar perdas significativas de solo. Assim, cerca de 65% da área estudada foi classificada como de “baixo” ou “muito baixo” PNE, enquanto mais de 24% foi classificada como “moderado” a “muito alto”.

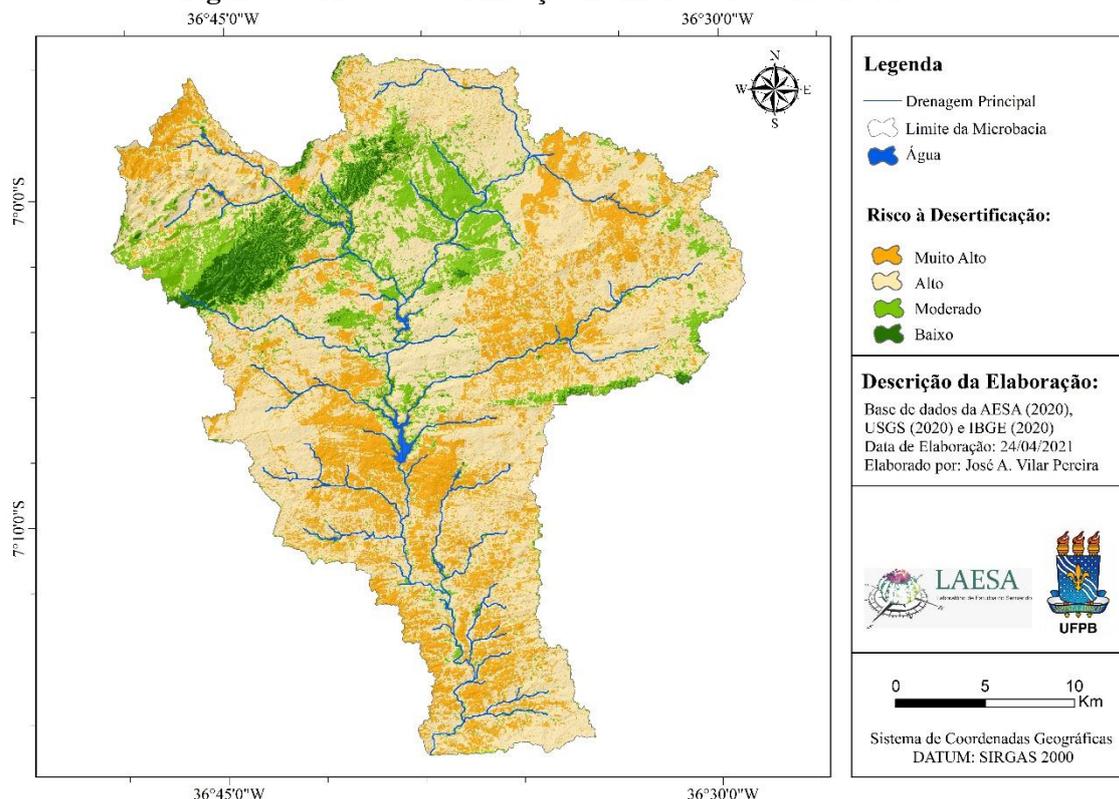
6.3 Risco à Desertificação na Microbacia do Riacho Mucutú

Na Figura 38, pode ser observado o mapa com os diferentes graus de risco a desertificação da microbacia do riacho Mucutú. Esse mapeamento é resultado do cruzamento, através da álgebra de mapas e da análise multicritérios, dos mapas de uso e ocupação do solo, da erosividade das chuvas, da erodibilidade dos solos, e do fator topográfico, conforme pesos e notas estabelecidos no Quadro 1 da metodologia.

Tal procedimento teve como objetivo identificar e espacializar, com base nos critérios utilizados, as áreas da microbacia que apresentam características homogêneas e medir os seus diferentes graus de risco à desertificação. Desta forma, foram identificadas quatro classes de risco: 1) Baixo, 2) Moderado, 3) Alto e 4) Muito Alto.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 10, percebe-se que mais de 81% da superfície da microbacia foi classificada como de Alto e Muito Alto risco à desertificação. Verifica-se no mapeamento que estas classes de risco mais elevados estão localizadas próximos aos principais canais de drenagem e dos reservatórios de água, regiões que desde o período colonial apresentam índices de ocupação humana mais intensos, devido as características naturais como o relevo menos movimentado, solos mais férteis e a maior disponibilidade de água, facilitando o desenvolvimento da agricultura e da pecuária. Já as classes de Risco Baixo e Moderado, estão distribuídas nas áreas mais elevadas, onde as atividades antrópicas são menores, ocupando apenas 17,74% da microbacia.

Figura 38: Risco à desertificação na microbacia do riacho Mucutú.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 10: Quantificação das classes de risco à desertificação.

Risco à Desertificação	%
Baixo	3,40
Moderado	14,34
Alto	56,00
Muito Alto	25,67
Corpos Hídricos	0,59
Área Total	100

Fonte: Elaborado pelo autor.

A classe de **Risco Baixo** à desertificação ocupa atualmente apenas 3,4% do território da microbacia. Este nível está localizado nas regiões de topografia mais elevadas, como as serras que apresentam altitude que pode ultrapassar os 800 metros e relevo fortemente ondulado a montanhoso. Os solos predominantes são os Neossolos Litólicos e os Argissolos Vermelhos, podendo apresentar alta pedregosidade em algumas áreas, com a presença de afloramentos rochosos.

Apesar destes solos associados a esta classe apresentarem alta erodibilidade, e também de ser a região com os maiores índices de erosividade das chuvas da microbacia, as boas condições de conservação da cobertura vegetação graças as características do

relevo que desfavorece o desenvolvimento de atividades antrópicas garantem uma maior proteção dessas áreas contra os efeitos erosivos e da desertificação.

As regiões serranas da microbacia, representam “abrigos” para a fauna e a flora remanescentes da região, visto que as suas características naturais dificultam a ocupação e o desenvolvimento de atividades humanas, garantindo uma relativa conservação da cobertura vegetal.

Com base nas imagens de satélite e das visitas a campo, verificou-se que a vegetação que ocorre nessas áreas apresenta uma maior variedade de espécies e um maior adensamento em relação as outras áreas da microbacia. Nota-se a predominância de indivíduos dos estratos arbóreo e arbustivo fechado, como a baraúna (*Schinopsis brasiliensis*), o angico (*Anadenanthera colubrina*), o juazeiro (*Ziziphus joazeiro*), o mulungú (*Erythrina verna*), a catingueira (*Cenostigma pyramidal*), o umbuzeiro (*Spondias tuberosa*), o jucá (*Caesalpinia férrea*), a umburana (*Amburana cearenses*), entre outras (Figura 39).

Figura 39: Vegetação conservada em área serrana no município de Juazeirinho.



Fonte: Acervo do autor, em maio de 2020.

Entretanto, apesar das boas condições de preservação dessas áreas e de suas características naturais que as protegem, foi verificado em campo que alguns fragmentos presentes nessa classe já foram explorados pela indústria da mineração, tendo em vista que essa região apresenta importantes reservas naturais de minerais. Na Figura 40 é possível observar extensas crateras resultantes da extração de caulim nas áreas identificadas como de Risco Baixo.

Figura 40: Extração de caulim em área de vegetação densa no município de Tenório.



Fonte: Acervo do autor, em agosto de 2020.

Além das áreas serranas, as margens dos principais canais de drenagem e de alguns reservatórios também foram incluídas na classe de Risco Baixo. No entanto, a partir dos trabalhos de campo, foi observado que apesar dessas áreas terem sido classificadas no mapeamento como preservadas, elas não apresentam as mesmas características das áreas de maior altitude, pois a cobertura vegetal é composta majoritariamente por bosques de algaroba (*Prosopis juliflora*), espécie invasora e exótica ao bioma Caatinga (Figura 41).

Figura 41: Vegetação ciliar composta por algaroba (*Prosopis juliflora*).



Fonte: Acervo do autor, em maio de 2020.

Gomes e Barbosa (2008) apontam que, a algaroba (*Prosopis juliflora*) é uma planta xerófila que possui estruturas adaptativas funcionais contra a falta de água, razão

pela qual se adaptam facilmente a lugares secos como a caatinga e os desertos. Na região semiárida do Nordeste brasileiro, a invasão dessa espécie ocorre principalmente em áreas degradadas nos ambientes de planície aluvial e terraço aluvial, por haver maior disponibilidade de água (RIBASKI et al., 2009).

O seu sistema radicular tem rápido desenvolvimento, possibilitando que suas raízes atinjam o lençol freático profundo, podendo exaurir reservas vitais de água em ambientes onde este recurso já é escasso (ANDRADE et al., 2008), ressecando ainda mais o solo. Além disso, Mwangi e Swallow (2008) expõem que a algaroba libera substâncias químicas através de suas folhas que podem dificultar a germinação de sementes e o crescimento de outras espécies.

Apesar da importância da algaroba para a alimentação de animais, produção de madeira e de estudos que a indicam como uma espécie potencial para restabelecer a fertilidade e produtividade de solos sódicos degradados (EMBRAPA, 2009). Pegado et al. (2006) afirmam que esta espécie forma densos maciços populacionais nas áreas invadidas e compete com as espécies nativas, afetando severamente a composição florística, a diversidade e a estrutura desses ambientes. Ainda segundo os autores, mesmo em áreas onde as atividades antrópicas foram abandonadas, a presença da algaroba interfere no processo de regeneração natural da vegetação nativa.

Dessa forma, verifica-se com base nessas informações que a porcentagem de áreas com baixo risco à desertificação na microbacia é menor do que a quantificada e mapeada, visto que as áreas ocupadas pelos bosques de algaroba, mesmo apresentando uma boa cobertura vegetal, causam mais prejuízos ao ambiente do que benefícios, o que podemos considerar como uma “degradação verde” dessas áreas.

As áreas mapeadas como de **Risco Moderado** à desertificação recobrem 14,34% da microbacia. Essa classe localiza-se nas regiões de relevo suave ondulado a ondulado. Envolve as áreas de vegetação semidensa, com predomínio de plantas do estrato arbustivo e em menor proporção do herbáceo associado a algumas áreas totalmente sem cobertura vegetal.

Os solos predominantes são os Argissolos vermelhos e os Neossolos Litólicos de alta erodibilidade. Por apresentarem características topográficas que facilitam o desenvolvimento de atividades antrópicas, a cobertura vegetal dessas áreas foi bastante alterada no passado, devido a retirada de madeira, lenha e o desmatamento provocado pelas atividades agropecuárias e da mineração.

Atualmente, com a diminuição do uso ou o abandono de algumas dessas áreas, a vegetação encontra-se em estágio de recuperação, sendo comum em campo a visualização de espécies de caráter pioneiro como a jurema preta (*Mimosa tenuiflora*), a malva branca (*Sida cordifolia*), a catingueira (*Caesalpinia pyramidalis*), o pereiro (*Aspidosperma pyriformium*) e o marmeleiro (*Croton sonderianus*) (Figura 42).

Observa-se também a presença de outras espécies em menor proporção, como o xique-xique (*Cereus gounellei*), o cardeiro (*Cereus jamacaru*), o facheiro (*Pilosocereus pachycladus*), a favela (*Cnidoscopus phyllacanthus*), o mofumbo (*Cobretum leprosum*), o juazeiro (*Ziziphus joazeiro*), o angico (*Anadenanthera colubrina*) entre outras.

Figura 42: Cobertura vegetal na classe de Risco Moderado com predomínio da espécie pioneira Jurema Preta (*Mimosa tenuiflora*).



Fonte: Acervo do autor, em agosto de 2020.

A classe de **Risco Alto** envolve as áreas caracterizadas por uma cobertura vegetal composta principalmente pelo estrato herbáceo e alguns indivíduos muito dispersos do estrato arbustivo, associado a grandes manchas de solos expostos (Figura 43). Essa categoria é a que ocupa a maior superfície da microbacia, compreendendo aproximadamente 56% da área de estudo. Está distribuída especialmente nas áreas de relevo plano a suave ondulado, com solos do tipo Planossolo Nátrico, Argissolo Vermelho, Neossolos Regolíticos e algumas áreas do Neossolo Litólico que são bastante susceptíveis aos processos erosivos.

As principais espécies identificadas em campo presentes nessa classe, foram a malva branca (*Sida cordifolia*) e algumas gramíneas, podendo ocorrer a presença isolada de catingueira (*Cenostigma pyramidale*), marmeleiro (*Croton sonderianus*), jurema preta

(*Mimosa tenuiflora*), pereiro (*Aspidosperma pyrifolium*), pião (*Jatropha molíssima*) entre outras.

Figura 43: Paisagem na classe de Risco Alto.



Fonte: Acervo do autor, em agosto de 2020.

As áreas com níveis de degradação mais intensos e preocupantes foram representadas pela classe de **Risco Muito Alto** e abrangem um total de 25,67% da superfície da microbacia. Por estar localizada em áreas de relevo mais plano, com baixo fator topográfico, e ao longo dos principais rios e riachos, os processos de pressão ambiental são mais visíveis.

Nessa conjuntura, a cobertura vegetal encontra-se totalmente desfigurada, com baixa diversidade de espécies, podendo ser quase inexistente em algumas áreas (Figura 44). Os solos predominantes são os Luvisolos Crômicos, Neossolos Regolíticos e os Planossolos Nátricos que naturalmente tem alta erodibilidade. É comum observar nas paisagens inseridas nessa classe, áreas totalmente sem vegetação ou apenas recobertos por gramíneos e arbustos bem isolados, e áreas que mesmo abandonadas há anos, não conseguem se recuperar sozinhas.

Figura 44: Paisagem na área de Risco Muito Alto.



Fonte: Acervo do autor, em agosto de 2020.

Baseado nos resultados apresentados, percebe-se uma correlação das áreas mais susceptíveis à desertificação com as regiões onde houve uma maior supressão da cobertura vegetal ao longo dos anos analisados. Esses ambientes, que historicamente foram mais utilizados para o desenvolvimento da agropecuária e da mineração na região, estão localizados em porções do relevo mais planas, próximo aos principais córregos de água, onde foram identificados solos menos resistentes aos processos erosivos.

Da mesma forma, as poucas áreas da microbacia que ainda apresentam baixo risco à desertificação, estão correlacionadas a relevos mais declivosos, onde mesmo com solos com alta erodibilidade, o desenvolvimento de atividades antrópicas é menor e a vegetação encontra-se relativamente preservada, garantindo uma proteção natural contra a erosão e aos processos da desertificação.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As bacias hidrográficas através dos seus rios e reservatórios são importantes unidades de estudo, tendo em vista que devido as suas características naturais favoráveis, esses ambientes foram utilizados no processo de ocupação e interiorização do Nordeste brasileiro. Conseqüentemente, essas áreas foram as primeiras a terem os seus recursos naturais explorados, geralmente através de técnicas inadequadas que ao longo de séculos resultaram em diferentes formas e níveis de degradação ambiental.

Nesse contexto, a correlação através de técnicas de geoprocessamento da degradação da cobertura vegetal com a erodibilidade dos solos, a erosividade das chuvas e o fator topográfico, permitiu mapear as áreas com risco à desertificação na microbacia hidrográfica do Riacho Mucutú e a alcançar as seguintes conclusões:

As práticas econômicas desenvolvidas no espaço-tempo analisado, resultaram na simplificação e redução da densidade da cobertura vegetal da microbacia, diminuindo a proteção que fornece ao solo e favorecendo a dispersão/ocorrência dos processos erosivos. Dentre as atividades mais degradantes, destacam-se, a pecuária extensiva, principalmente a de pequeno porte (caprinos e ovinos), a agricultura de subsistência e a mineração. Também se identificou que os longos períodos de estiagem, apesar de não serem a causa principal da destruição da cobertura vegetal, colaboraram para a intensificação da vulnerabilidade social da região estudada, obrigando a população a procurar meios de subsistência ainda mais degradantes.

O Potencial Natural à Erosão da microbacia variou entre 4,34 a 3.863 t.ha.ano, com média de 62,32 t.ha.ano. Os menores valores encontram-se distribuídos nas áreas planas, enquanto os maiores índices foram verificados nas áreas de relevo forte ondulado onde predominam os Argissolos Vermelhos e Neossolos Regolíticos com alta erodibilidade. Dessa forma, constatou-se que o fator topográfico (LS) e a erodibilidade dos solos (K) foram as variáveis que exerceram maior influência na estimativa do PNE. Pois, a erosividade das chuvas (R) não teve grande influência na determinação do potencial à erosão, tal fato pode estar relacionado com a extensão da área estudada e do regime climático relativamente homogêneo na região.

Através da álgebra de mapas e da análise de multicritérios, verificou-se que mais de 81% do território da microbacia se encontra em avançado processo de degradação com Risco Alto e Muito Alto a desertificação, enquanto apenas 3,4% e 14,34% apresenta Risco Baixo e Moderado, respectivamente. Desse modo, constatou-se a partir dessa

análise e das visitas a campo, que as áreas com maior risco à desertificação estão totalmente correlacionadas as paisagens onde ocorreu uma diminuição mais intensa da cobertura vegetal nos 29 anos analisados, e que comportam solos com alto índice de erodibilidade, como também nas regiões onde desenvolve-se com maior intensidade/frequência a agropecuária e as atividades de mineração.

Já as áreas identificadas como de menor risco, restringem-se as regiões de mais difícil acesso, como o topo das serras, que apesar da declividade acentuada e de conterem solos com alto índice de erodibilidade, apresentam vegetação relativamente conservada. Por isso, estes ambientes são os que necessitam de maior acompanhamento, para evitar que a cobertura vegetal seja destruída, como já está ocorrendo através das atividades de mineração em algumas áreas, caso contrário, pode haver a intensificação dos processos erosivos e conseqüentemente, o avanço do processo de desertificação.

Portanto, baseado nessas considerações, chega-se à conclusão que o processo de desertificação vem provocando drásticas alterações nas paisagens da microbacia do riacho Mucutú.

Porém, diferentemente de várias pesquisas semelhantes a esta, onde a responsabilidade ou as causas deste tipo de degradação quase sempre são associadas as atividades desenvolvidas pela população sertaneja ou pelo pequeno agricultor que tem sua fonte de renda na agropecuária e na agricultura de subsistência, nesse trabalho, deve-se deixar claro que esses indivíduos não são os “culpados” diretos desse problema. Pelo contrário, são vítimas de um processo mais complexo, resultante das contradições de um sistema político e econômico predatório, onde geralmente as questões ambientais são renegadas. Diante deste cenário muitas vezes o pequeno agricultor é esquecido pelos gestores que elaboram as políticas públicas, e a sua única opção para sobreviver torna-se a exploração dos recursos naturais da Caatinga.

Sendo assim, sugere-se a adoção de medidas imediatas, como a criação de unidades de conservação para combater o avanço da degradação, principalmente nas áreas mapeadas como de Risco Baixo e Moderado e realizar a recuperação das áreas já degradadas. Sobretudo, deve-se ainda realizar um trabalho consistente de conscientização da população para garantir o uso dos recursos naturais de forma sustentável e a sobrevivência/permanência dessas pessoas nas zonas rurais da microbacia do Riacho Mucutú e na região semiárida como um todo.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, K. M. P. de; COUTINHO, L. M. **Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da vegetação com ênfase em índice de vegetação e métricas da paisagem**. *Vértices*, v.16, n. 1, 2014, p. 173-198.

AB'SÁBER, A. **Participação das Superfícies Aplainadas nas Paisagens do Nordeste Brasileiro**. Geomorfologia, 19. IGUSP, São Paulo, 1969.

AB'SÁBER, A. **Os domínios de natureza no Brasil**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.

AB'SABER, A. N. **Problemática da desertificação e da savanização no Brasil intertropical**. São Paulo, Instituto de Geografia da USP, 1977.

ACCIOLY, L. J. O., COSTA, T. C. C., OLIVEIRA, M. A. J., SILVA, F. H. B. B; BURGOS. O Papel do Sensoriamento Remoto na Avaliação e no Monitoramento dos Processos de Desertificação do Semi-Árido Brasileiro. In: I Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto Aracaju/SE. Anais... Aracaju, 17 e 18 de outubro de 2002.

ADERALDO, P. Í. C; NERY, J. T. Índice de Aridez e sua Relação com a Orografia do Maciço Residual de Pedra Branca-CE. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA APLICADA, 18., 2019, Fortaleza. Anais... Fortaleza: 2019. p. 1 - 12. Disponível em: <<http://www.editora.ufc.br/images/imagens/pdf/geografia-fisica-e-as-mudancas-globais/1135.pdf>>. Acesso em: 28 fev. 2020.

AGUIAR, S. C; QUERINO, L. A. L.; SILVA, P. F.; LIMA, V. L. A. Vulnerabilidade da Palma Forrageira e pecuária bovina no Estado da Paraíba frente ao ataque da cochonilha do carmim. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 5, p. 104-115, 2019.

ALMEIDA, N. V. **Ordenamento Territorial Geoambiental da Bacia Hidrográfica do rio Taperoá, semiárido paraibano**. Tese (Doutorado). Niterói: UFF, 2012.

ALVES, J. J. A; ARAÚJO, M. A.; NASCIMENTO, S. S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 3, p. 126-135, 2009.

ALVES, J. J. A.; SOUZA, E. N.; NASCIMENTO, S. S. Núcleos de desertificação no Estado da Paraíba. **Ra'ega - O Espaço Geográfico em Análise**, v.17, p.139-152, 2009.

ALVES, T. L. B. **Avaliação do Nível de Degradação das Terras (Desertificação) no Alto Curso da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba**. 2016. 151 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Curso de Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB, 2016.

AQUINO, A. R.; PALETTA, F. C.; ALMEIDA, J. R. **Vulnerabilidade Ambiental**. São Paulo: Blucher, 2017. 112 p.

ARAGÃO, R. et al. Mapeamento do potencial de erosão laminar na Bacia do Rio Japarutuba, SE, via SIG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 15, n. 7, 2011.

ARAÚJO, E. D. S; SOUZA, J. O. P; MACHADO, C. C. C. Comparação Entre O IVDN E O IVAS para Vegetação de Caatinga nas Serras Sertanejas-PB. **Caminhos de Geografia**, v. 20, n. 71, p. 328-343, 2019.

ARAÚJO FILHO, J. C. de. Relação solo e paisagem no bioma Caatinga. Simpósio brasileiro de geografia física aplicada, 14., 2011, Recife, PE. Anais Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. Recife, PE: Embrapa Solos, 2011. 23 p.

ARAÚJO, D. T. **Indicadores de Degradação Ambiental / Desertificação no Município de Parambu - CE**. 2016. 149 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

ARAÚJO, G. H; ALMEIDA, J. R; GUERRA, A. T. **Gestão de áreas degradadas**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 320p, 2005.

ARAÚJO FILHO, J. C.; RIBEIRO, M. R.; BURGOS, N; MARQUES, F. A. V - Solos da Caatinga. In: **Pedologia - solos dos biomas brasileiros**. (Orgs.) CURI, N.; KER, J. C.; NOVAIS, R. F.; VIDAL-TORRADO, P.; SCHAEFER, C. E. G. R. S. 1ª Ed. Viçosa - MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2017, p. 227-260.

ARTEAGA, J., P., OCHOA, A., FRIES, J. Identification of Priority Areas for Integrated Management of Semiarid Watersheds in the Ecuadorian Andes. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 56, n. 2, p. 270-282, 2020.

BRYAN, R. B. Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope. **Geomorphology**, v. 32, 2000, p. 385-415.

BARBOSA NETO, M. V. **Qualidade do Solo em Área Vulnerável à Desertificação no Semiárido Pernambucano**. 2016. 142 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Geografia, Departamento de Ciências Geográficas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016.

BARRETO, L. L. **Suscetibilidade ao processo de desertificação no Núcleo dos Sertões dos Inhamuns: o caso da sub-bacia do riacho do Urubu – Mucuim – Arneiroz – CE**. 2015. 152 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza -CE, 2015

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 5ª Ed. São Paulo, Ícone Editora, 2005, 355 p.

BITAR, O. Y. **Cartas de suscetibilidade a movimentos gravitacionais de massa e inundações-1: 25.000: nota técnica explicativa**. IPT; CPRM, 2014.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Programa Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca – PAN-Brasil**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente; Secretaria de Recursos Hídricos, 2005.

BRITO, J. L. S. et al. Uso do Geoprocessamento na Estimativa de Perda de Solos por Erosão Laminar em Irai de Minas-MG. In: IX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 1998, Santos. Anais... Santos, 1998. p.501-512.

BATISTA, J. P. G. **Dinâmica da paisagem na Microbacia do Riacho Cajazeiras no semiárido potiguar**. 2011. 100 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa Regional de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Pró-reitoria de Pós-Graduação, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal – RN, 2011.

BERTRAND, G.; BERTRAND, C. **Uma geografia transversal e de travessias: o meio ambiente através dos territórios e das temporalidades**. Maringá: Massoni, 2007.

BORRELI, 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, v. 8, 2017, p. 13.

BORRELLI, P.; ROBINSON, D. A.; PANAGOS, P.; LUGATO, E.; YANG, J. E.; ALEWELL, C.; WUEPPER, D.; MONTANARELLA, L.; BALLABIO, C. **Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070)**. Proceedings of the National Academy of Sciences, v. 117, n. 36, 2020, p. 21994–22001.

BORGES NETO, I. O. **Processos Hidro-erosivos em Distintas Classes de Solo sob Diferentes Tipos de Uso em Zona Semiárida**. 2021. 142 f. Dissertação (Mestrado em Geografia), Departamento de Geociências, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2021.

BAKKER, M. M.; GOVERS, G.; KOSMAS, C.; VANACKER, V.; VAN OOST, K.; ROUNSEVELL, M. Soil erosion as a driver of land-use change. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 105, n. 3, 2005, p. 467-481.

BLAIKIE, P. **The political economy of soil erosion in developing countries**. Longman Group Limited, Nova York, 1985, 188 p.

CAETANO, F. A. de O. **Desertificação e Governança nas Comunidades Rurais da ASD do Sertão dos Inhamuns, Ceará**. 2018. 125 f. Dissertação (Mestrado em Economia Rural), Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

CANTALICE, J. R. B.; CASSOL, E. A.; REICHERT, J. M. & BORGES, A. L. O. Hidráulica do escoamento e transporte de sedimentos em sulcos em solo franco-argilo-arenoso. **R. Bras. Ci. Solo**, 29:597-607, 2005.

CARVALHO, R. C. **Avaliação da Suscetibilidade à Erosão no Centro de Lançamento da Barreira do Inferno**. 2017. 129f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

CERQUEIRA, K. F.; SANTOS, F. de A. Análise da Cobertura Vegetal, dos Aspectos Econômicos e a Degradação Ambiental do Médio Curso da Bacia Hidrográfica Do rio Poti (Piauí), Nordeste do Brasil. **Acta Geográfica**, v. 11, n. 26, p. 160-172, 2017.

CHECCHIA, T. **Avaliação de Perda de Solo por Erosão Hídrica e Estudo de Emergia na Bacia do Rio Caeté, Alfredo Wagner - Santa Catarina**. 2005. 166 f. Dissertação (Mestrado em Geografia), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

CONTI, J. B. As Relações Sociedade/Natureza e os Impactos da Desertificação nos Trópicos. **Cadernos Geográficos**. Florianópolis, p. 1-37. nov. 2002.

COSTA, G. J. A.; VIEIRA, C. I. Geotecnologias para análise da vulnerabilidade ambiental do núcleo de desertificação do Piauí. **Caderno Prudentino de Geografia**, v. 2, n. 40, p. 59-76, 2018.

CONTI, J. B. O Conceito de Desertificação. **Climatologia e Estudos da Paisagem**, Rio Claro, v. 3, n. 2, p.39-52, jul. 2008.

CRUZ, L. N. da; HERREROS, M. M. A. G. A Política Internacional Agrícola da China na África. **Revista de Geopolítica**, Natal, v. 10, n. 2, p.33-47, 2019. Disponível em: <<http://www.revistageopolitica.com.br/index.php/revistageopolitica/article/view/253/224>>. Acesso em: 28 fev. 2020.

CUNHA, T. J. F.; PETRERE, V. G.; SILVA, D. J.; MENDES, A. M. S.; MELO, R. F.; NETO, M. B. O. SILVA, M. S. L.; ALVAREZ, I. A. Principais solos do semiárido tropical brasileiro: caracterização, potencialidades, limitações, fertilidade e manejo. In: SÁ, I. B. e SILVA, P. C. G. (Eds.). *Semiárido brasileiro. Pesquisa, desenvolvimento e inovação*. Petrolina (PE): Embrapa, 2010, p. 49-87.

CHRISTOFOLETTI, A. **Análise morfométrica de bacias hidrográficas no Planalto de Poços de Caldas**. 1970. 375 f. Tese (Livre Docência), Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1970.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher, 1999.

DUARTE, S. M. A. **O desastre da desertificação no município de Taperoá, Estado da Paraíba, Brasil**. 2008. 240f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais), Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais, Centro de Tecnologias e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande – Paraíba – Brasil, 2008.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5ª ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2018.

FAO. **Status of the world's soil resources (SWSR)–main report**. Food and agriculture organization of the United Nations and intergovernmental technical panel on soils, Rome, Italy, v. 650, 2015a.

FAO. **Soil erosion: the greatest challenge to sustainable soil management**. Rome, 2019b, 100 p.

FAO. **Trees, forests and land use in drylands: the first global assessment - Full report**. FAO Forestry Paper N. 184. Rome, 2019c, 193 p.

FERREIRA, A. G.; MELLO, N. G. S. Principais Sistemas Atmosféricos Atuantes sobre a Região Nordeste do Brasil e a Influência dos Oceanos Pacífico e Atlântico no Clima da Região. **Revista brasileira de climatologia**, v. 1, p. 15-26, 2005.

FERNANDES, M. F.; QUEIROZ, L. P. Vegetação e flora da Caatinga. **Ciência e cultura**, v. 70, n. 4, p. 51-56, 2018.

FACHIN, P. A; PEREIRA, A. A; THOMAZ, E. L. Erosão por Salpico: Padrões de Chuva e Produção de Sedimentos em Latossolo Bruno. **Acta Geográfica**, Boa Vista/ro, v. 13, n. 32, p.59-75, ago. 2019. Disponível em: <<https://revista.ufr.br/actageo/article/view/4991/2691>>. Acesso em: 28 fev. 2020.

FALCÃO, C. J. L. M; DUARTE, S. M. A.; VELOSO, A. S. Estimating potential soil sheet Erosion in a Brazilian semiarid county using USLE, GIS, and remote sensing data. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 1, p. 47, 2020.

FRANÇA, L. C. J; PIUZANA, D; ROSS, J L. S. Fragilidade Ambiental Potencial e Emergente em núcleo de desertificação no semiárido brasileiro (Gilbués, Piauí). **Revista Espacios**, v. 38, n. 31, 2017.

FERREIRA, P. et al. Análise da suscetibilidade a desertificação na bacia hidrográfica do rio pontal–Pernambuco-Brasil. **Investigaciones Geográficas**, n. 53, p. 37-50, 2017.

FITZ, P. R. **Geoprocessamento sem complicação**. Oficina de Textos. São Paulo, 2010.

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em Sensoriamento Remoto**. 3ª ed. Ampliada e atualizada. São Paulo. Oficina de Textos, 2011.

FRANCISCO, P. R. M. **Modelo de mapeamento da deterioração do Bioma Caatinga da bacia hidrográfica do Rio Taperoá, PB**. 97f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, 2013.

FALCÃO, K. S; LEITE, E. F. Avaliação do Potencial Natural à Erosão Hídrica na Bacia do Rio Nioaque. **Revista Georaguiaia**, v. 8, n. 3, 2018.

FROTA, P. V. Processo Erosivo e a Retirada da Vegetação na Bacia Hidrográfica do Açude Orós–CE. **Revista Geonorte**, v. 3, n. 6, p. 1472–1481-1472–1481, 2012.

GOIS, D. V. **Dinâmica fitogeográfica e suscetibilidade à desertificação no município de Poço Redondo - SE**. 2016. 161 f. Dissertação (Pós-Graduação em Geografia) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2017.

GOMES, F. S. **Estudo da Erodibilidade e Parâmetros Geotécnicos de um solo em Processo Erosivo**. Dissertação de Mestrado. UFPE. Engenharia Civil, Recife-PE. 2001.

GOMES, H. B; SILVA, B. B. da; CAVALCANTI, E. P; ROCHA, H. R. da. Balanço de radiação em diferentes biomas no Estado de São Paulo mediante imagens Landsat 5. **Geociências**, v.28, p.153-164, 2009.

GUERRA, A. J.; CUNHA, S. B. da. **Geomorfologia e Meio Ambiente**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 4a ed. 2003.

GUERRA, A. J. T. Processos Erosivos nas Encostas. In: **Geomorfologia – Uma Atualização de Bases e Conceitos**. (Orgs) GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1994, p. 149-209.

GUESRI, Mourad; MEGNOUNIF, Abdesselam; GHENIM, Abderrahmane Nekkache. Rainfall erosivity and sediment yield in Northeast Algeria: K'sob watershed case study. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 13, n. 7, p. 1-11, 2020.

HILLEL, D. **Out of the Earth: Civilization and the Life of the Soil**. New York: The Free Press, 1991, 321 p.

HUETE, A.; DIDAN, K.; MIURA, T.; RODRIGUEZ, E. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. (Special Issue). **Remote Sensing of Environment**, v. 83, n.1-2, p. 195-213, 2002.

LANZA, D.S. **Diagnóstico da erosão laminar na alta e média bacia do rio Paraopeba**. (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

LEPRUN, J. C. Manejo e Conservação dos Solos do Nordeste. Recife: SUDENE-DRN, 1986, 271 p.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. Oficina de textos, 2010.

LIMA, M. N. S. **Classificação ecodinâmica das unidades de paisagem na área de preservação ambiental das onças, no município de São João do Tigre/PB**. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2014, 136 p.

LIMA, P. P. S. **Análise do Processo de Degradação/Desertificação da Bacia do Rio Taperoá/Pb Através de Indicadores e Geotecnologias**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Pró-reitoria de Pós-graduação e Pesquisa, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa-PB, 2014, 163 p.

LIMA, M. N. S. **Classificação Ecodinâmica das Unidades de Paisagem da Área de Preservação Ambiental das Onças, no Município de São João do Tigre/PB**. Dissertação (Mestrado em Geografia), Departamento de Geociências, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa-PB, 2013, 136 p.

LIMA, F. S; ALMEIDA, N. V. Dinâmica espaço-temporal da cobertura vegetal na Área de Proteção Ambiental (APA) do Cariri, Paraíba-PB, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 03, p. 699-721, 2017.

LOPES, Fernando Bezerra et al. Uso de geoprocessamento na estimativa da perda de solo em microbacia hidrográfica do semiárido brasileiro. **Revista Agro@mbiente on-line**, v. 5, n. 2, p. 88-96, 2011.

LOMBARDI NETO, F; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, v. 51, p. 189-196, 1992.

LUETZELBURG, P. V. **Estudo botânico do Nordeste**. 2ª Ed. Rio de Janeiro: Ministério da Viação e Obras Públicas/IFOCS, v. 2, 1922, p. 226.

MACEDO, M. R. O. B. C. **Uma Abordagem Temática e Especial de Áreas Passíveis à Desertificação na Região do Seridó – RN/PB**. Dissertação (Mestrado em Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007, 129 p.

MARTINS, C, dos S. R. **Diferentes formas da cobertura vegetal e a erosão em entressulcos sob chuva simulada**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Departamento de Tecnologia Rural, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2016, 79 p.

MATALLO JUNIOR, H. **Indicadores de desertificação: histórico e perspectivas**. Brasília: UNESCO, 2001.

MACHADO, P. J. O.; TORRES, F. T. P. **Introdução à Climatologia**. São Paulo: Cengage Learning, 2012.

MWANGI, E; SWALLOW, B. Prosopis juliflora invasion and rural livelihoods in the Lake Baringo area of Kenya. **Conservation and Society**, v. 6, n. 2, p. 130-140, 2008.

MCKENZIE, N. J., COUGHON, K. J.; CRESSWELL, H. P. **Soil Physical Measurements and Interpretation for Land Evaluation**. Melbourne: CSIRO Publishing, 2002. 392 p.

MOLION, L. C. B. BERNARDO, S. O. Uma revisão da dinâmica das chuvas no nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, Rio de Janeiro (RJ), v. 17, n.1, p. 1-10, 2002.

MENDES, A. P. da S. F. **Sensoriamento remoto na análise temporal da desertificação no município de Gilbués - PI**. 2018. 65 f. TCC (Graduação) - Curso de Tecnologia em Geoprocessamento, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí, Teresina-PI, 2018.

MOURA, A. C. M. Reflexões metodológicas como subsídio para estudos ambientais baseados em Análise de Multicritérios. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, p. 21-26, 2007.

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. Blackwell Publishing Ltd, 3ª Ed. 2005, 304 p.

MORAIS, S. DE; REURYSSON CHAGAS; SALES, M. C. 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, n. 1, p. 84-105, 2017.

MORAIS, R. C. S; SILVA, A. J. O. ESTIMATIVA DO POTENCIAL NATURAL DE EROÇÃO DOS SOLOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO LONGÁ, PIAUÍ, BRASIL. **Revista Geotemas**, v. 10, n. 2, p. 116-137, 2020.

MARTÍNEZ-MENA, M.; CARRILLO-LÓPEZA, E.; BOIX-FAYOS, C.; ALMAGRO, M.; GRACÍA FRANCO, N.; DÍAZ-PEREIRA, E.; MONTOYA, I.; VENTEA, J. Long-term effectiveness of sustainable land management practices to control runoff, soil erosion, and nutrient loss and the role of rainfall intensity in Mediterranean rainfed agroecosystems. **Catena**, v. 187, Stoten: 104352, 2020, p. 13.

MIRZABAEV, A.; WU, J.; EVANS, J.; GARCÍA-OLIVA, F.; HUSSEIN, I. A. G.; IQBAL, M. H.; KIMUTAI, J.; KNOWLES, T.; MEZA, F.; NEDJRAOUI, D.; TENA, F.; TÜRKES, M.; VÁZQUEZR, J.; WELTZ, M. Chapter 3: Desertification. In: SHUKLA, P. R. et al. **IPCC, 2019: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems**. 2019, p. 249-343.

MONTGOMERY, D. R. **Dirt: The Erosion of Civilizations**. Berkeley, CA: University of California Press, 2007, 296 p.

NASCIMENTO, S. S; LIMA, E. R. V; LIMA, P. P. S. Uso do NDVI na análise temporal da degradação da caatinga na sub-bacia do Alto Paraíba. **Revista OKARA: Geografia em debate**, v. 8, n. 1, p. 72-93, 2014.

NARDI, F.; GRIMALDI, S.; SANTINI, M.; PETROSELLI, A.; UBERTINI, L. Hydrogeomorphic properties of simulated drainage patterns using digital elevation models: the flat area issue. **Hydrol. Sci. J.**, 53:1176-1193, 2008.

NASCIMENTO, F. R. **Degradação ambiental e desertificação no Nordeste Brasileiro: o contexto da Bacia Hidrográfica do rio Acaraú – CE**. 2006. 370 f. Tese (doutorado em Geografia). UFF: RJ, 2006.

NASCIMENTO, W. M.; VILAÇA, M. G.; **Bacias Hidrográficas: Planejamento e Gerenciamento**. Revista eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros. Três Lagoas, n. 7. 2008. ISSN: 1808-2653.

NIMER, E. **Desertificação: Realidade ou Mito?** **Revista Brasileira de Geografia**, IBGE. V. 50, N. 1, 1988.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. 4ª ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2010.

OLIVEIRA JUNIOR, I. **O processo de desertificação: a vulnerabilidade e a degradação ambiental no polo regional de Jeremoabo-Bahia**. Dissertação (Mestrado

em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal da Bahia, Instituto de Geociências, Salvador, 2014.

OLIVEIRA, E. M. et al. Desertificação e seus impactos na região semi-árida do Estado da Paraíba. *Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais*. V. 5 N. 1 Jan./Abr. 2009.

OLIVEIRA, A. R. de. **A DESERTIFICAÇÃO DO ALTO SERTÃO DE SERGIPE NO CONTEXTO GEOGRÁFICO**. 2017. 233 f. Tese (Doutorado em Geografia), Departamento de Geografia, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2017.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – ONU. **Convenção das Nações Unidas de combate à desertificação nos países afetados por seca grave e/ou desertificação, particularmente na África**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 1997.

OLSSON, L.; BARBOSA, H.; BHADWAL, S.; COWIE, A.; DELUSCA, K.; FLORESRENTERIA, D.; HERMANS, K.; JOBBAGY, E.; KURZ, W.; LI, D.; SONWA, D. J.; STRINGER, L. Chapter 4: Land Degradation. In: SHUKLA, P. R. et al. IPCC, 2019: **Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems**. 2019, p. 249-343.

OCHOA, P. A.; FRIES, A.; MEJÍA, D.; BURNEO, J. I.; RUÍZ-SINOYA, J. D.; CERDÀ, A. Effects of climate, land cover and topography on soil erosion risk in a semiarid basin of the Andes. *Catena*, v. 140, 2016, p. 31-42.

OLSSON, L.; BARBOSA, H.; BHADWAL, S.; COWIE, A.; DELUSCA, K.; FLORESRENTERIA, D.; HERMANS, K.; JOBBAGY, E.; KURZ, W.; LI, D.; SONWA, D. J.; STRINGER, L. Chapter 4: Land Degradation. In: **Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems**. (Eds.) SHUKLA, P. R.; SKEA, J.; CALVO BUENDIA, E.; MASSON-DELMOTTE, V.; PÖRTNER, H. O.; ROBERTS, D. C.; ZHAI, P.; SLADE, R.; CONNORS, S.; VAN DIEMEN, R.; FERRAT, M.; HAUGHEY, E.; LUZ, S.; NEOGI, S.; PATHAK, M.; PETZOLD, J.; PORTUGAL PEREIRA, J.; VYAS, P.; HUNTLEY, E.; KISSICK, K.; BELKACEMI, M.; MALLEY, J. IPCC, 2019, p. 345-436.

PANACHUKI, E.; SOBRINHO, T. A.; VITORINO, A. C. T.; CARVALHO, D. F.; URCHEI, M. A. Parâmetros físicos do solo e erosão hídrica sob chuva simulada, em área de integração agricultura-pecuária. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10, n.2, p.261-268, 2006.

PANACHUKI, E. et al. Parâmetros físicos do solo e erosão hídrica sob chuva simulada, em área de integração agricultura-pecuária. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 10, n. 2, p. 261-268, 2006.

PATRÍCIO, M. da C. M. **O processo de desertificação nos municípios de Cabaceiras e Barra de São Miguel-PB: uma análise a partir dos índices biofísicos (NDVI, TGSi e albedo) e socioeconômicos no período de 1989 a 2010**. 2017. 136 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Centro de

Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Brasil, 2017.

PEREZ-MARIN, A. M.; CAVALCANTE, A. M. B.; MEDEIROS, S. S.; TINÔCO, L. B.; SALCEDO, I. H. Núcleos de desertificação do semiárido brasileiro: ocorrência natural ou antrópica? **Parcerias Estratégicas**, v. 17, n. 34, p. 87-106, 2012.

PEREIRA, J. A. V.; SILVA, J. B.; DUARTE, S. M. A. Análise ambiental da bacia de drenagem do açude Mucutú/PB utilizando sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 03, p. 1017-1038, 2019.

PINESE JUNIOR, J. F.; CRUZ, L. M.; RODRIGUES, S. C. Monitoramento de erosão laminar em diferentes usos da terra, Uberlândia - MG. **Soc. nat. (Online)**, Uberlândia, v. 20, n. 2, p. 157-175, Dec. 2008.

PEGADO, C. M. A. et al. Efeitos da invasão biológica de algaroba: *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 4, p. 887-898, 2006.

PRINCE, S.; VON MALTITZ, G.; ZHANG, F.; BYRNE, K.; DRISCOLL, C.; ESHEL, G.; KUST, G.; MARTÍNEZ-GARZA C.; METZGER, J. P.; MIDGLEY, G.; MORENO-MATEOS, D.; SGHAIER, M.; THWIN, S. Chapter 4: Status and trends of land degradation and restoration and associated changes in biodiversity and ecosystem functions. In: MONTANARELLA, L.; SCHOLE, R.; BRAINICH, A. **IPBES: Assessment Report on Land Degradation and Restoration**. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, 2018, p. 221–338.

PRINCE, S.; VON MALTITZ, G.; ZHANG, F.; BYRNE, K.; DRISCOLL, C.; ESHEL, G.; KUST, G.; MARTÍNEZ-GARZA C.; METZGER, J. P.; MIDGLEY, G.; MORENO-MATEOS, D.; SGHAIER, M.; THWIN, S. Chapter 4: Status and trends of land degradation and restoration and associated changes in biodiversity and ecosystem functions. In: **IPBES: Assessment Report on Land Degradation and Restoration**. (Eds.) MONTANARELLA, L.; SCHOLE, R.; BRAINICH, A. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, 2018, p. 221–338.

RABELO, D. R.; GIRÃO, I. R. F.; ARAÚJO, J.C. Processos erosivos superficiais: o caso da erosividade da chuva na bacia hidrográfica do rio Seridó RN/PB. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 4, p. 45-57, 2018.

RAMOS, Y. S. **Erosão Laminar, Atributos Físico-Químicos Do Solo E Estrutura Trófica Da Nematofauna Em Áreas Do Reservatório Da Usina Hidrelétrica Luiz Gonzaga**. 2009. 83 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2009.

REBOUÇAS, A. C. Água na região Nordeste: desperdício e escassez. **Revista de Estudos Avançados**, vol. 11, n.29, p.127-154,1997.

RIBASKI, J. et al. Algaroba (*Prosopis juliflora*): árvore de uso múltiplo para a região semiárida brasileira. **Embrapa Florestas-Comunicado Técnico (INFOTECA-E)**, 2009.

REBOLÇAS, A. C. Água na região Nordeste: desperdício e escassez. **Estudos Avançados**. São Paulo: v.11, n.29, p. 127-154, 1997.

RÊGO, AH do. Os sertões e os desertos: o combate à desertificação e a política externa brasileira. **Brasília: FUNAG**, 2012.

ROCHA, E. A. V. **Avaliação do processo evolutivo e da dinâmica erosiva: um estudo de caso no município de Ipameri-GO**. 2007. 101 f. Dissertação (Mestrado em Geografia), Instituto de Geografia, UFU, Uberlândia, 2007.

RODRIGUES, S P. **Abordagem Morfopedológica Aplicada à Prevenção e Contenção de Processos Erosivos**. 2011. 141 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos), Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2011.

ROSÁRIO, L. **Indicadores de desertificação para Portugal Continental**. Direção-Geral dos Recursos Florestais (Ed.), Lisbon, 2004.

ROXO, M. J; NEVES, B. M. A. A Percepção do Fenômeno da Desertificação em Portugal e no Brasil: A Importância de Informar a Sociedade. In: MOREIRA, E; TARGINO, I. (org.). **Desertificação, desenvolvimento sustentável e Agricultura Familiar Recortes no Brasil, em Portugal e na África**. João Pessoa: Editora Universitária, 2010. p. 9-29.

ROSS, J. L. S. Análise Empírica da Fragilidade dos Ambientes Naturais e Antropizado. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo - SP, n. 8, p.24-30, 1994.

SANTOS, F. A; AQUINO, C. M. S. Erosividade das chuvas (r) nos municípios de Castelo do Piauí e Juazeiro do Piauí, no estado do Piauí (Brasil). **Geoambiente on-line**, n. 25, p. 57-72, 2015.

SANTOS, M. C. dos. Solos do semiárido do Brasil. **Cadernos do Semiárido: Riquezas e Oportunidades**, n.10, p.17-55, 2017.

SHI, F. et al. Effects of livestock exclusion on vegetation and soil properties under two topographic habitats in an alpine meadow on the eastern Qinghai-Tibetan Plateau. **Polish Journal of Ecology**, v. 58, n. 1, p. 125-133, 2010.

SILVA, B. B. **Balanco de Radiação e Energia com Imagem Landsat**. UFMG: Cuiabá, 2012.

SILVA, A.; ALVARES, C.; WATANABE, C. Natural potential for erosion for Brazilian territory. **Soil erosion studies**, p. 3-24, 2011.

SILVA, E. G. B. **Degradação Das Terras Secas Nos Sertões De Santa Quitéria E Independência – Ceará: Contribuições Ao Monitoramento Ambiental**. 2018. 182 f. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

SILVA, A. K. O; SILVA, H. P. B. O processo de desertificação e seus impactos sobre os recursos naturais e sociais no município de Cabrobó Pernambuco-Brasil. **Rev. PRACS**, v. 8, n. 1, p. 203- 215, 2016.

SILVA, I. A. de S. CONEXÕES ENTRE CLIMA E DESERTIFICAÇÃO: TRAJETÓRIAS E SUSCETIBILIDADE NO NORDESTE BRASILEIRO. **Revista Equador**, Teresina, v. 8, n. 2, p.468-488, mar. 2019. Disponível em: <<https://revistas.ufpi.br/index.php/equador/article/view/9265>>. Acesso em: 20 out. 2019.

SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; and, TABARELLI, M. **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Springer International Publishing AG, 2017, p. 482.

SILVA, M. A. **Modelagem hidrológica e das perdas do solo: suas relações com as formas de relevo e uso do solo na bacia do rio Taperoá-PB**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2015.

SOARES, D.B.; MOTA FIHO, F.O. & NÓBREGA, R.S. Sobre o processo de desertificação. **Revista Brasileira de Geografia Física**, vol. 1, p. 174-188, 2011.

SOARES, D. B; NÓBREGA, R. S; MOTA FILHO, S. M. R. M. de. **Susceptibilidade à degradação/desertificação na sub-bacia hidrográfica do riacho Feiticeiro (Ceará/Brasil) e na microbacia da Ribeira Grande (Santiago/Cabo Verde)**. 2016. 215 f. Tese (Doutorado em Geografia), Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

SOUZA, B. I. **Cariri Paraibano: do silêncio do lugar à desertificação**. 2008.198 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2008.

SOUZA, B. I.; SUERTEGARAY, D. M. A.; LIMA, E. R. V. Desertificação e seus efeitos na vegetação e solos do Cariri paraibano. **Mercator**: Fortaleza, v.8, n.16, p.217-232, 2009.

SOUZA, M. L. M. **Susceptibilidade à Degradação/desertificação na Sub-bacia Hidrográfica do Riacho Feiticeiro (Ceará/Brasil) e na Microbacia da Ribeira Grande (Santiago/Cabo Verde) Fortaleza**. 2016. 216 f. Tese (Doutorado em Geografia), Departamento de Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

SOUZA, B. I.; SOUZA, R. S. Processo de ocupação dos Cariris Velhos – PB e efeitos na cobertura vegetal: contribuição à Biogeografia Cultural do semiárido. **Caderno de Geografia**, v. 26, número especial 2, 2016, p. 229-258.

SUERTEGARAY, Dirce Maria Antunes. Desertificação: recuperação e desenvolvimento sustentável. **Geomorfologia e meio ambiente**, v. 3, 1996.

SUN, J.; HOU, G.; LIU, M.; FU, G.; ZHAN, T.; ZHOU, H.; TSUNEKAWA, A.; HAREGEWEYN, N. Effects of climatic and grazing changes on desertification of alpine grasslands, Northern Tibet. **Ecological Indicators**, v. 107, p.105-647, 2019.

TAVARES, V. C; ARRUDA, Í. R. P; SILVA, D. G. Desertificação, mudanças climáticas e secas no semiárido brasileiro: uma revisão bibliográfica. **Geosul**, v. 34, n. 70, p. 385-405, 2019.

TRAORÉ, S.; OUATTARA K.; ILSTEDT, U.; SCHMIDT, M.; THIOMBIANO, A.; MALMER, A.; NYBERG, G. Effect of land degradation on carbon and nitrogen pools in two soil types of a semi-arid landscape in West Africa. **Geoderma**, v. 241-242, 2015, p. 330-338.

TAVARES, V. C. **A DESERTIFICAÇÃO EM SÃO JOÃO DO CARIRI (PB): uma análise das vulnerabilidades**. 2014. 110 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional), Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2014.

TRAVASSOS, I. S. **Florestas brancas do semiárido nordestino: desmatamento e desertificação no cariri paraibano**. 2012. 148 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2012.

TRAVASSOS, I. S; SOUZA, B. I. Solos e desertificação no sertão paraibano. **Cadernos do Logepa**, v. 6, n. 2, p. 101-114, 2011.

TSITSAGI, M.; BERDZENISHVILI, A.; GUGESHASHVILI, M. Spatial and temporal variations of rainfall-runoff erosivity (R) factor in Kakheti, Georgia. **Annals of Agrarian Science**, v. 16, n. 2, p. 226-235, 2018.

UNCCD. United Nations Convention to Combat Desertification. **Intergovernmental. Negotiating Committee for a Convention to Combat Desertification**. U. N. Doc. A/AC.241/27, 33 I.L.M. 1328. New York: United Nations, 1994.

UNCOD. *Desertification: its causes and consequences*. Secretaria das Nações Unidas. Conference on Desertification, Pergamon, Press, Nairobi, Kenya, 1977.

UNCCD. **Global Land Outlook**. First. UNCCD, Bonn, Germany, 2017, 336 p.

VITAL, S. R. O. **Sensibilidade paisagística e grau de instabilidade: um estudo da dinâmica geomorfológica em áreas com risco de erosão no alto curso da sub-bacia do rio Taperoá, Estado da Paraíba, Nordeste do Brasil**. 2011. Dissertação (Mestrado em Geografia). Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

VALENÇA, F., R. **Mapeamento geomorfológico e de processos erosivos da bacia hidrográfica do Rio Botafogo-PE, utilizando técnicas de geoprocessamento**. 2008. Tese (Doutorado em Geociências). Programa de Pós-Graduação em Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

WANG, Hao et al. Soil erodibility influenced by natural restoration time of abandoned farmland on the Loess Plateau of China. **Geoderma**, v. 325, p. 18-27, 2018.

WANG, X.; ZHAO, X.; ZHANG, Z.; YI, L.; ZUO, L.; WEN, Q.; LIU, F.; XU, J.; HU, S.; LIU, B. Assessment of soil erosion change and its relationships with land use/cover

change in China from the end of the 1980s to 2010. **Catena**, Amsterdam, v. 137, n. 3, 2016, p. 256-268.

WOLKA, K.; BIAZIN, B.; MARTINSEN, V.; MULDER J. Soil and water conservation management on hill slopes in southwest Ethiopia. I. Effects of soil bunds on surface runoff, erosion and loss of nutrients. **Science of the Total Environment**, v. 757, Stoten: 142877, 2021, p. 41.

XAVIER, R. A. et al. Mapeamento de unidades geomorfológicas na bacia do rio Taperoá, região semiárida da paraíba, utilizando Modelo Digital de Elevação (MDE) topodata. **Revista Geonorte**, v. 5, n. 16, p. 197-202, 2014.

XU, Y; SUN, Hu; JI, Xu. Spatial-temporal evolution and driving forces of rainfall erosivity in a climatic transitional zone: A case in Huaihe River Basin, eastern China. **CATENA**, v. 198, p. 104993, 2021.

XAVIER, R. A; SEABRA, V. da S; DORNELLAS, P. da C; DAMASCENO, J. Uso, Ocupação e Degradação das Terras na Bacia do Rio Taperoá, Semiárido Paraibano. In: ARAÚJO, S. M. S. (org.). **Rios e Homens: cursos transformados na relação sociedade-natureza**. Paulo Afonso: Editora da Sociedade Brasileira de Ecologia Humana, 2017. Cap. 3. p. 57-75.

ZHANG, C.; MCBEAN, E. A. Estimation of desertification risk from soil erosion: a case study for Gansu Province, China. **Stoch Environ Res Risk Assess**, v. 30, 2016, p. 2215–2229.

ZHAO, G.; MU, X.; WEN, Z.; WANG, F.; and, GAO, P. Soil Erosion, Conservation, and EcoEnvironment Changes in the Loess Plateau of China. **Land Degradation and Development**. v. 24, 2013, p. 499-510.