



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

LUAN DANTAS DE OLIVEIRA

TESE

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: IRRIGAÇÃO E DRENAGEM

**GEOTECNOLOGIAS APLICADAS A DEGRADAÇÃO AMBIENTAL DA SUB-
BACIA DO RIO PIANCÓ NO SEMIÁRIDO PARAIBANO: UMA ANÁLISE
ESPAÇO-TEMPORAL**

PROF.º DR.º JOÃO MIGUEL DE MORAES NETO

Orientador

PROF.º DR.º JUAREZ PAZ PEDROZA

Coorientador

Campina Grande - PB

Março, 2024



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

LUAN DANTAS DE OLIVEIRA

**GEOTECNOLOGIAS APLICADAS A DEGRADAÇÃO AMBIENTAL DA SUB-
BACIA DO RIO PIANCÓ NO SEMIÁRIDO PARAIBANO: UMA ANÁLISE
ESPAÇO-TEMPORAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, do Centro de Tecnologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências para obtenção do Título de Doutor em Engenharia Agrícola.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO:

Irrigação e Drenagem

ORIENTADORES:

Prof.º Dr.º João Miguel de Moraes Neto

Prof.º Dr.º Juarez Paz Pedroza

Campina Grande - PB

Março, 2024

Dedico essa Tese a Djenal Maiko (*in memoriam*), cangaceiro moderno que hoje brinca nos céus.

Agradecimentos

Agradeço, de antemão, a Deus. Por tanto clamei, desestimulei, enfureci; mas Deus sempre esteve comigo. Sinto sua presença em cada palavra aqui contida. E agradeço por confiar a mim a missão de disseminar a ciência aqui expressa.

Agradeço a todos os professores e funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola, pois fizeram de mim, um profissional no qual eu me orgulho, especialmente, aos meus orientadores, os Professores Dr^o João Miguel e o Dr^o Juarez Paz.

Também agradeço a bolsa de incentivo à pesquisa e aos órgãos competentes, através deste apoio foi possível a elaboração e finalização do presente trabalho.

Agradeço a Priscila, que apesar de compacta guarda amor infinito em si, foi ótimo sonhar e, por fim, conquistar contigo. Levarei seu exemplo para toda a existência.

Agradeço aos meus Professores de antes, a “Tia Carla” por me ensinar com paciência e amor o “bê-á-bá”. Agradeço aos meus professores do Ensino Médio, Fildani, Rejane Conegundes, Kenalber, Ana Vieira, Corrinha, Jozan e Sheila.

Agradeço também, a Nêgo de Julho, motorista do pau de arara que nos levava, sagradamente, para a escola. E a todas aquelas crianças que, embora as limitações, dividiam os assentos, lanches e a esperança em um futuro melhor.

Agradeço a minha mãe, embora analfabeta, não mediu esforços para me tornar letrado. Agradeço a tantas outras mães, especialmente, Tia Corrinha e Tia Tereza, Tia Francisca e Dona Joseane.

Agradeço a Gilmar por ser companheiro, amigo, irmão e tantos outros sinônimos de amor. Seu apoio tornou tudo possível.

Não menos importante, agradeço aos amigos que fazem da vida o paraíso que mereço. Vocês fizeram/fazem de mim alguém vivo. Agradeço ao Aprisco por tantas aventuras e vida. Agradeço a Talita, a Mônica, Ju, Mari e Karol.

Também agradeço, sem ordem de critério, a todos os amigos de antes, que bem sei, permanecerão: Sinthia, Maynáh, Nêga Maria, as Karols (Carvalho e Moraes), Afrinho, Fernanda Augusta, Camilinha, Ênio Carlos, William, Rienzy, GG, Ariana, Anália, Lucile, minha irmã Vanessa e tantos outros que carrego no DNA com muito amor.

Também, minha enorme gratidão a Raul Nóbrega e Josilene por terem sido companheiros de pesquisa e irmãos na ciência.

Agradeço a minha terra, São Mamede. Tornei nossas necessidades motivo de estudo.

Agradeço aos meus pais/avós M^a Daguia Souto e Mirabeau Delfino por tanto, embora conheça tanto dos termos, não consigo encontrar algo que defina. Simplesmente Amo vocês!

Ê meu irmão!
Eu vim aqui só pra lembrar
Que ninguém vai poder nesta vida
vencer sem lutar!
Pois, a Vitória é uma semente semeada
no chão!
A semente espera a chuva pra ela
poder nascer
E a Vitória e a Coragem de esquecer
de morrer!
Eu chego lá, queira ou não queira eu
chego lá!
Plantei uma árvore que dá fruto
Fiz uma canção pra se cantar
Eu vou caminhando dizendo
Queira ou não queira eu chego lá!
Se não chegar a ver, vai nascer de mim
quem vem pra ver!
(Eu chego lá, Marinês)

Um toque de sonhar sozinho
Te leva em qualquer direção
De flauta, remo ou moinho
De passo a passo, passo!
(Fadas, Elza Soares)

O48g

Oliveira, Luan Dantas de.

Geotecnologias aplicadas a degradação ambiental da sub-bacia do Rio Piancó no semiárido paraibano: uma análise espaço-temporal / Luan Dantas de Oliveira. – Campina Grande, 2024.

150 f. : il. color.

Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2024.

"Orientação: Prof. Dr. João Miguel de Moraes Neto, Prof. Dr. Juarez Paz Pedroza."

Referências.

1. Geotecnologia. 2. Recursos hídricos. 3. Precipitação. 4. Índice de vegetação. 5. Classificação de vegetação. 6. Degradação ambiental. 7. Sensoriamento remoto. 8. Processamento de imagens. I. Moraes Neto, João Miguel de. II. Pedroza, Juarez Paz. III. Título.

CDU 528.8(043)



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
POS-GRADUACAO EM ENGENHARIA AGRICOLA
Rua Aprigio Veloso, 882, - Bairro Universitario, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

FOLHA DE ASSINATURA PARA TESES E DISSERTAÇÕES

LUAN DANTAS DE OLIVEIRA

**“GEOTECNOLOGIAS APLICADAS A
DEGRADAÇÃO AMBIENTAL NA SUB-BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO PIANCÓ SITUADO
NO SEMIÁRIDO PARAIBANO”**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola como pré-requisito para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola.

Aprovada em: 29/02/2024

João Miguel de Moraes Neto - Orientador(a) - PPGEA/CTRN/UFCG

Juarez Paz Pedroza - Orientador(a) - PPGEA/CTRN/UFCG

Vera Lucia Antunes de Lima - Examinador(a) Interno(a) - PPGEA/CTRN/UFCG

Maria Sallydelândia Sobral de Farias - Examinador(a) Interno(a) - PPGEA/CTRN/UFCG

Soahd Arruda Rached Farias - Examinador(a) Externo(a) - UAEEA/CTRN/UFCG

Silvanete Severino da Silva - Examinador(a) Externo(a) - UFRPE



Documento assinado eletronicamente por **JOAO MIGUEL DE MORAES NETO, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 26/04/2024, às 09:33, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **SILVANETE SEVERINO DA SILVA, Usuário Externo**, em 28/04/2024, às 18:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **JUAREZ PAZ PEDROZA, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 03/05/2024, às 09:34, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **VERA LUCIA ANTUNES DE LIMA, PROFESSOR 3 GRAU**, em 04/05/2024, às 15:12, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **MARIA SALLYDELANDIA DE FARIAS ARAUJO, PROFESSOR 3 GRAU**, em 08/05/2024, às 19:57, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **SOAHD ARRUDA RACHED, PROFESSOR 3 GRAU**, em 08/05/2024, às 20:19, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **4387490** e o código CRC **E0EFAC0E**.

GEOTECNOLOGIAS APLICADAS A DEGRADAÇÃO AMBIENTAL DA SUB-BACIA DO RIO PIANCÓ NO SEMIÁRIDO PARAIBANO: UMA ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL

Resumo: O Nordeste Brasileiro faz parte das regiões semiáridas que compõem o globo, denominada no Brasil de Caatinga, diferencia-se das demais florestas tropicais sazonalmente secas do mundo, por possui a maior diversidade de espécies. Essa região vem sendo povoada desde o século XVI, se tornando a zona semiárida mais povoada. Seus habitantes se concentram em locais próximos as fontes de água, devido a escassez hídricas em determinados períodos, explorando os recursos naturais, e promovendo a agricultura e pecuária. Uma das principais Bacias Hidrográficas do Nordeste é a Bacia Hidrográfica do Piranha-Açu, situada no sertão Paraibano e Potiguar, que se divide em 11 Sub-Bacias, dentre elas temos Sub-Bacia do Rio Piancó, na qual, possui umas das principais fontes de recursos hídricos para os residentes do Sertão da Paraíba. Neste contexto, a presente pesquisa teve como objetivo classificar a degradação ambiental e a cobertura vegetal da Sub-Bacia do Rio Piancó no sertão paraibano em um período de 30 anos. Utilizando-se técnicas de Sensoriamento Remoto e Processamento Digital de Imagens. Para isso, empregou-se geotecnologias na identificação e monitoramento das áreas em processo de degradação. A metodologia se angariou em um enfoque dedutivo e comparativo na análise dos usos e da degradação ambiental, permitindo a identificação dos padrões espaciais, temporais e semânticos da vegetação e da degradação ambiental, gerando informações detalhadas sobre as classes de vegetação e dos níveis de degradação da Sub-Bacia do Rio Piancó. Para isso, foram analisadas a média climatológica e estatística descritiva da precipitação de cada município que compõem a Sub-Bacia. Também, foi realizado um levantamento do uso do solo pela Plataforma SIDRA do IBGE, observando o censo agropecuário e a área colhida. Para o processamento digital de imagens empregou-se o software de código livre QGIS. Inicialmente, foram feitas caracterização do local de estudo, aquisição das imagens de satélites junto ao site USGS. As imagens utilizadas são as do satélite TM/LANDSAT-5 e do satélite OLI/LANDSAT-8. Para a classificação da vegetação e das classes de degradação foi utilizado o NDVI correspondente aos anos de 1993, 2003, 2014 e 2023. No qual, por meio de imagens orbitais multitemporais e de técnicas de processamento digital de imagens aplicadas, obteve-se a caracterização espaço-temporal da vegetação e dos níveis de degradação na área de estudo. Posteriormente, foram feitas observações de campo para subsidiar a classificação e elaboração dos mapas temáticos. A Sub-Bacia apresentou, durante o período analisado de 30 anos, maior expressividade de níveis de vegetação na classe semidensa e rala. Quanto as classes de degradação, no ano de 1993, 42,78% da SBRP apresentava níveis de degradação moderado grave. Nos anos que se sucedem, a SBRP mantém-se com maior parte de sua extensão com níveis moderado grave expressivos. Contudo, nota-se uma atenuação nos níveis de degradação grave que nos anos de 2003, 2014 e 2023 correspondiam a 14,79, 12,07 e 7,99%, respectivamente. Ao tempo que o nível de degradação moderado aumenta de 18,14% em 2003 para 62,76% em 2023. Os resultados evidenciam a supressão da vegetação no decorrer do tempo, fato que reverbera nos níveis de degradação obtidos. Períodos de maior degradação estão intrinsecamente correlatos com períodos de maior atividade agropecuária, indicando, uma necessidade de manejo adequado para a exploração da Sub-Bacia.

Palavras-chaves: Geotecnologia, Recursos Hídricos, Precipitação, Índice de Vegetação, Classificação da Vegetação.

GEOTECHNOLOGIES APPLIED TO ENVIRONMENTAL DEGRADATION OF THE PIANCÓ RIVER SUB-BASIN IN SEMI-ARID PARAIBANO: A SPACE-TEMPORAL ANALYSIS

Abstract: The Brazilian Northeast is part of the semi-arid regions that make up the globe, called Caatinga in Brazil. It differs from other seasonally dry tropical forests in the world, as it has the greatest diversity of species. This region has been populated since the 16th century, becoming the most populated semi-arid zone. Its inhabitants are concentrated in places close to water sources, due to water scarcity in certain periods, exploiting natural resources, and promoting agriculture and livestock. One of the main Hydrographic Basins in the Northeast is the Piranha-Açu Hydrographic Basin, located in the hinterlands of Paraíba and Potiguar, which is divided into 11 Sub-Basins, among them we have the Piancó River Sub-Basin, which has one of the main sources of water resources for the residents of Sertão da Paraíba. In this context, the present research aimed to classify the environmental degradation and vegetation cover of the Piancó River Sub-Basin in the Paraíba hinterland over a period of 30 years. Using Remote Sensing and Digital Image Processing techniques. To this end, geotechnology was used to identify and monitor areas in the process of degradation. The methodology was based on a deductive and comparative approach in the analysis of uses and environmental degradation, allowing the identification of spatial, temporal and semantic patterns of vegetation and environmental degradation, generating detailed information on vegetation classes and levels of degradation of the environment. Piancó River Sub-Basin. To this end, the climatological average and descriptive statistics of precipitation for each municipality that make up the Sub-Basin were analyzed. Also, a survey of land use was carried out by IBGE's SIDRA Platform, observing the agricultural census and the harvested area. For digital image processing, the free code software QGIS was used. Initially, the study site was characterized and satellite images were acquired from the USGS website. The images used are those from the TM/LANDSAT-5 satellite and the OLI/LANDSAT-8 satellite. To classify vegetation and degradation classes, the NDVI corresponding to the years 1993, 2003, 2014 and 2023 was used. In which, through multitemporal orbital images and applied digital image processing techniques, the characterization was obtained spatio-temporal vegetation and degradation levels in the study area. Subsequently, field observations were made to support the classification and creation of thematic maps. The Sub-Basin presented, during the analyzed period of 30 years, greater levels of vegetation in the semi-dense and thin class. As for the degradation classes, in 1993, 42.78% of the SBRP presented moderately severe levels of degradation. In the years that follow, the SBRP remains for most of its extent with significant moderate-severe levels. However, there is an attenuation in the levels of serious degradation, which in 2003, 2014 and 2023 corresponded to 14.79, 12.07 and 7.99%, respectively. At the same time, the moderate level of degradation increases from 18.14% in 2003 to 62.76% in 2023. The results show the suppression of vegetation over time, a fact that reverberates in the levels of degradation obtained. Periods of greater degradation are intrinsically correlated with periods of greater agricultural activity, indicating a need for adequate management for the exploration of the Sub-Basin.

Keywords: Geotechnology, Water Resources, Precipitation, Vegetation Index, Vegetation Classification.

LISTAS DE ILUSTRAÇÕES

FIGURAS

Figura 1: Mapa de localização das Unidades de Planejamento Hidrológico (UPH) da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu.....	13
Figura 2: Sub-Bacia do Rio Piancó e os municípios.....	16
Figura 3: Pedologia da Sub-Bacia do Rio Piancó	17
Figura 4: Esquema dos Reservatórios Curema e Mãe d'água com seus volumes revisados por batimetria.....	23
Figura 5: Esquema ilustrativo da obtenção de imagens de sensoriamento remoto	36
Figura 6: Mapa de localização da Sub-Bacia do Rio Piancó	47
Figura 7: Reservatório Coremas-Mãe D'água	48
Figura 8: Distribuição pluviométrica da Sub-Bacia do Rio Piancó durante os meses..	60
Figura 9: Unidade Animal (bovino, caprino, ovino) na Sub-Bacia do Rio Piancó para 1995, 2006 e 2017	64
Figura 10: Unidade Animal (bovino) na Sub-Bacia do Rio Piancó para 1995, 2006 e 2017	66
Figura 11: Unidade Animal (caprino e ovino) na Sub-Bacia do Rio Piancó para 1995, 2006 e 2017	67
Figura 12: Áreas de Lavoura Permanente na Sub-Bacia do Rio Piancó nos anos 1995, 2006 e 2017	69
Figura 13: Áreas de Lavoura Temporária na Sub-Bacia do Rio Piancó nos anos 1995, 2006 e 2017.	70
Figura 14: Áreas de Extração Vegetal na Sub-Bacia do Rio Piancó nos anos 1995, 2006 e 2017.	71
Figura 15: Mapa de Erodibilidade da Sab-bacia do Rio Piancó	72
Figura 16: Mapa Topográfico da Sub-Bacia do Rio Piancó	74
Figura 17: Uso e Ocupação do Solo na Sub-Bacia do Rio Piancó.....	75
Figura 18: Mapa digital das Classes de Vegetação da SBRP, para os anos de: 1993, 2003, 2014 e 2023.	78
Figura 19: Pontos de observação. Área de Vegetação Muito Densa na Sub-Bacia do Rio Piancó, com exemplares de vegetação arbustiva, com elevada densidade de plantas por	

área. Localizados em pontos fragmentados da Sub-Bacia em regiões de relevo ondulado a montanhoso. Pontos:..... 82

Figura 20: Pontos de observação. Área de Vegetação Semidensa e Rala na Sub-Bacia do Rio Piancó. Áreas com menor grau de antropização..... 85

Figura 21: Pontos de observação. Área de Vegetação Semidensa e Rala na Sub-Bacia do Rio Piancó. Áreas com menor grau de antropização, solo nu e, por vezes, compacto... 87

Figura 22: Mapa digital dos Níveis de Degradação da Sub-Bacia do Rio Piancó, para os anos de: 1993, 2003, 2014 e 2023. 89

Figura 23: Pontos de observação. Pasto com cultivo de capim (*Androgon Gayanus Kunt*) na Sub-Bacia do Rio Piancó 101

Figura 24: Pontos de observação. Áreas com desmate e queimadas na Sub-Bacia do Rio Piancó. 102

Figura 25: Pontos de observação. Áreas de extração de areia no Rio Piancó..... 103

Figura 26: Pontos de observação. Áreas com desmate da mata ciliar no entorno do Rio Piancó. 104

Figura 27: Pontos de observação. Áreas com despejo de efluentes doméstico na proximidade do Rio Piancó. 106

TABELAS

Tabela 1: Unidades de planejamento hidrológico.**Erro! Indicador não definido.**

Tabela 2: Classes de Capacidade de uso do solo na Sub-Bacia do Rio Piancó.....**Erro! Indicador não definido.**

Tabela 3: Quantitativo de reservatórios artificiais identificados na BHRPPA, por área ocupada pelos espelhos d'água e por Unidades de Planejamento Hidrológico- UPH**Erro! Indicador não definido.**

Tabela 4: Classificação dos açudes a montante do sistema com relação ao porte ...**Erro! Indicador não definido.**

Tabela 5: Demanda (m³/s) para o abastecimento humano, dessedentação animal, irrigação, indústria e piscicultura no Reservatório de Curemas (Curemas-Mãe D'água)**Erro! Indicador não definido.**

Tabela 6: Bandas espectrais do sensor TM/ Landsat – 5 a 7 e do sensor OLI /Landsat 37

Tabela 7: Alguns Índices de Vegetação (IV) comumente utilizados. Onde RNIR é a banda do infravermelho próximo, RR a banda do vermelho, RG a banda do verde, RB a banda do azul..... 39

Tabela 8: Índice de Vegetação baseados em imagens..... 50

Tabela 9. Classificação da Vegetação em: Muito Densa, Densa, Semidensa, Semidensa Rala, Rala e Solo Exposto, com as suas respectivas características..... 50

Tabela 10: Indicadores para análise dos níveis de degradação ambiental, para classificar em Muito Grave/Grave, Moderado Grave, Moderado e Moderado Baixo. 51

Tabela 11: Pluviometria da Sub-Bacia do Rio Piancó de 1994 a 2022..... 56

Tabela 12: Classificação da vegetação da Sub-Bacia do Rio Piancó, período de 30 anos.**Erro! Indicador não definido.**

Tabela 13: Classificação da Degradação da SBRP, período de 30 anos.**Erro! Indicador não definido.**

LISTA DE SIGLAS

AESA	Agência Executiva de Gestão de Águas
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
APA	Área de Proteção Ambiental
ASP	<i>American Society of Photogrammetry</i>
BHRPPA	Bacia Hidrográfica do Rio Piancó – Piranhas -Açu
CIVE	Color Index of Vegetation
CV	Coefficiente de Variação
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DNOCS	Departamento de Obras Contra a Seca
DP	Desvio Padrão
DPI	Divisão de Processamento de Imagens
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.
EVI	<i>Enhanced Vegetation Index</i>
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia Estatística.
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Especiais
IV	Índice de Vegetação
IVDN	Índice de Vegetação da Diferença Normalizada
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
OLI	<i>Operational Land Imager</i>
ONU	Organização das Nações Unidas
PDI	Processamento Digital de Imagens
PIB	Produto Interno Bruto
RCP	<i>Representative Concentration Pathway</i>

SBRP	Sub-Bacia do Rio Piancó
SDV	Sólidos Dissolvidos Voláteis
SER	Superintendências de Regulação
SFI	Superintendências de Fiscalização
SHG	Superintendências de Gestão da rede Hidrometeorológica
SiBCS	Sistema Brasileiro de Classificação de Solos
SIDRA	Sistema IBGE de Recuperação Automática
SIG	Sistemas de Informação Geográficas
SPR	Superintendências de Planejamento de Recursos Hídricos
SR	Sensoriamento Remoto
SUDENE	Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste
SUM	Superintendências de Usos Múltiplos
TM	<i>Thematic Mapper</i>
UFMG	Universidade Federal de Campina Grande
UNCCD	Convenção das Nações Unidas Para Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca
UPH	Unidades de Planejamento Hidrológico
USGS	U.S. Geological Survey SRP

SUMÁRIO

<u>1</u>	<u>INTRODUÇÃO</u>	8
<u>2</u>	<u>OBJETIVOS</u>	11
2.1	OBJETIVO GERAL	11
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	11
<u>3</u>	<u>CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO</u>	12
3.1	BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIANCÓ – PIRANHAS - AÇU	12
3.2	A SUB-BACIA DO RIO PIANCÓ	15
3.2.1	LOCALIZAÇÃO	15
3.2.2	PEDOLOGIA	16
3.2.3	CLIMATOLOGIA	18
3.2.4	VEGETAÇÃO	19
3.2.5	O RIO PIANCÓ	19
3.2.6	RESERVA E DEMANDA HÍDRICA	20
<u>4</u>	<u>REVISÃO DE LITERATURA</u>	25
4.1	DEGRADAÇÃO AMBIENTAL	25
4.2	DEGRADAÇÃO AMBIENTAL EM REGIÕES SEMIÁRIDAS	28
4.3	SENSORIAMENTO REMOTO	34
4.4	PROCESSAMENTO DIGITAL DE IMAGENS	36
4.5	USO CIENTÍFICO DO ÍNDICE DE VEGETAÇÃO	40
<u>5</u>	<u>METODOLOGIA</u>	45
5.1	LOCAL	46
5.2	AQUISIÇÃO DAS IMAGENS	49
5.3	OBSERVAÇÕES DE CAMPO	49
5.4	ÍNDICE DE VEGETAÇÃO	49
5.5	ANÁLISE DA DEGRADAÇÃO	50
5.6	ANÁLISE PRECIPITAÇÃO	52
5.7	INDICATIVOS DO CENSO AGROPECUÁRIO	53
5.8	EROSÃO	53
<u>6</u>	<u>RESULTADO E DISCUSSÃO</u>	56
6.1	PRECIPITAÇÃO	56
6.2	CARGA ANIMAL	64
6.3	LAVOURA TEMPORÁRIA, PERMANENTE E EXTRAÇÃO VEGETAL	69

6.4 ERODIBILIDADE	72
6.5 CLASSES DE VEGETAÇÃO	76
6.6 MAPA DIGITAL DOS NÍVEIS DE DEGRADAÇÃO	88
<u>7 CONCLUSÕES</u>	<u>109</u>
<u>8 REFERÊNCIAS</u>	<u>111</u>
<u>ANEXO</u>	<u>138</u>

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é um país grande, possuindo dimensões continentais, apresenta ampla diversidade de climas e relevo, resultando em uma rica biodiversidade de fauna e flora, o que contribui para que os biomas sejam bem definidos.

Dentre seus biomas temos a Caatinga, localizada no Nordeste Brasileiro, que faz parte das regiões semiáridas que compõem o globo, definidas como Florestas Tropicais Sazonalmente Secas. A Caatinga possui a maior diversidade de espécies dentre as florestas de clima semiárido.

No Brasil, o Nordeste vem sendo povoada desde o século XVI, se tornando uma das zonas semiáridas mais povoada do mundo. Ao longo do tempo, os habitantes foram explorando os recursos naturais, como a extração de madeira e minérios, promovendo a agricultura, principalmente, a de sequeiro e a pecuária extensiva, de forma desordenada e sem instrução técnica, acarretando em degradação ambiental, e em alguns lugares, desertificando.

Uma vez que, as regiões semiáridas, apresentam fragilidade ecológica, os impactos gerados pela degradação ambiental tendem a serem mais severos. Propiciando fenômenos como a desertificação, erosão do solo, perda de biodiversidade, variação no padrão de chuvas, elevação na temperatura, inundações, insegurança alimentar, contaminação química e/ou biológica dos reservatórios (Cavalcante *et al.*, 2016; Lucena, 2021; Medeiros *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2021).

Seus habitantes se concentram em locais próximos as fontes de água, devido à escassez hídricas. Uma das principais Bacias Hidrográficas do Nordeste é a Bacia Hidrográfica do Rio Piancó - Piranhas - Açu (BHRPPA), situada no sertão Paraibano e Potiguar, que se divide em onze (11) Unidades de Planejamento Hidrológico (UPH).

A Sub-Bacia do Rio Piancó (SBRP) é uma das onze Unidades de Planejamento Hidrológico (UPH) da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó - Piranhas - Açu (BHRPPA). Estando entre as sete UPH localizadas em território paraibano, integrando, total ou parcialmente, 28 municípios pertencentes aos estados do Rio Grande do Norte e a Paraíba.

A rede de drenagem da SBRP que permeia o Rio Piancó, a qual, está parcialmente perenizada por contribuição do reservatório Açude Curema-Mãe D'água, construído pelo Departamento Nacional de Obras Contra a Seca- DNOCS, com capacidade total de 1.159,64 bilhões de m³ (ANA, 2016; Nóbrega, 2016). Sendo a principal reserva hídrica do sertão paraibano.

Em padrões climatológicos, a SBRP está inserida no denominado “Polígono das Secas”, caracterizado por um tipo de semiárido quente e seco. A vegetação dominante da Sub-Bacia corresponde ao bioma Caatinga, que se divide entre Estépica Florestada e Hiperxerófila Herbáceo-Arbustiva Espaçados (Carreiro, 2021). Este bioma, também conhecido como a floresta tropical sazonalmente seca é genuinamente brasileiro e ocupa 10% do território do país (IBGE, 2022).

Contudo, a Caatinga presente na SBRP, assim como em outras áreas do nordeste brasileiro, encontra-se em estágio de supressão ecológica. Decorrente, principalmente, das décadas de exploração sem o emprego de manejo adequado. Sabe-se que a supressão da cobertura vegetal resulta alterações danosas no meio. Podendo ocasionar em perturbações nos processos hidrológicos, além de ser uma das forças motrizes mais significativas nas mudanças climáticas (Yu *et al.*, 2015).

Sendo assim, para efeito avaliativo referente a degradação ambiental, adota-se o uso de tecnologias de sensoriamento remoto, o qual permite o monitoramento dos ecossistemas através do Processamento Digital de Imagens-PDI. Pode-se afirmar que o PDI consiste em um método fundamentado na utilização de técnicas de sensoriamento remoto através de procedimentos de fotointerpretação e fotoanálise, o qual visa a observação de atributos fisiográficos, como as características geomorfólicas, geológicas e pedológicas de uma determinada área.

Nos estudos ambientais, o procedimento mais recorrente no PDI é o Índice de Vegetação -IV; sendo o mais difundido no âmbito da pesquisa o Normalized Difference Vegetation Index – NDVI ou Índice de Vegetação da Diferença Normalizada – IVDN. Cientistas de diversas áreas estão em anuência quanto a confiabilidade do PDI. Evidenciando o grande potencial de aplicação destas técnicas, visto a sua maior fidedignidade e precisão, além de ser um mecanismo prático, eficiente, de conclusões rápidas e de baixo custo.

Assim, a partir das considerações expostas, este projeto de tese objetivou o estudo do Índice de Vegetação e a Degradação Ambiental na Sub-Bacia do Rio Piancó no semiárido do nordeste brasileiro, durante o horizonte temporal de 30 anos (1993 até 2023) através dos índices de vegetação NDVI.

Resultando em mapas que possibilitaram uma caracterização analítica do comportamento degradativos em uma âmbito espaço-temporal na Sub-Bacia. Gerando, à vista disso, um suporte para as tomadas de decisões quanto a gestão. Bem como, indicadores para possíveis soluções ou técnicas de mitigação dos efeitos acarretados pelo impacto ambiental na região. Sendo, desse modo, uma pesquisa de relevância científica e social, podendo ser base para avanços na proteção ambiental e na garantia dos direitos da sociedade a um meio ambiente equilibrado.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Caracterizar a degradação ambiental na Sub-Bacia do Rio Piancó, situado em região semiárida do sertão paraibano, em um período de 30 anos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar a precipitação da Sub-Bacia do Pinacó, no período de 30 anos;
- Estimar a área da lavoura e da unidade animal, nos municípios que compõem a área de estudo;
- Estimar a quantidade de perda de solo pela erosão;
- Gerar mapas de Índice de Vegetação Normalizada Diferenciada (IVDN), de modo que possibilite estudar a cobertura vegetal;
- Fazer o estudo espaço-temporal e gerar mapas de classificação da degradação ambiental da área para os anos 1993, 2003, 2014 e 2023;
- Avaliar a cobertura vegetal associada à degradação ambiental.

3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

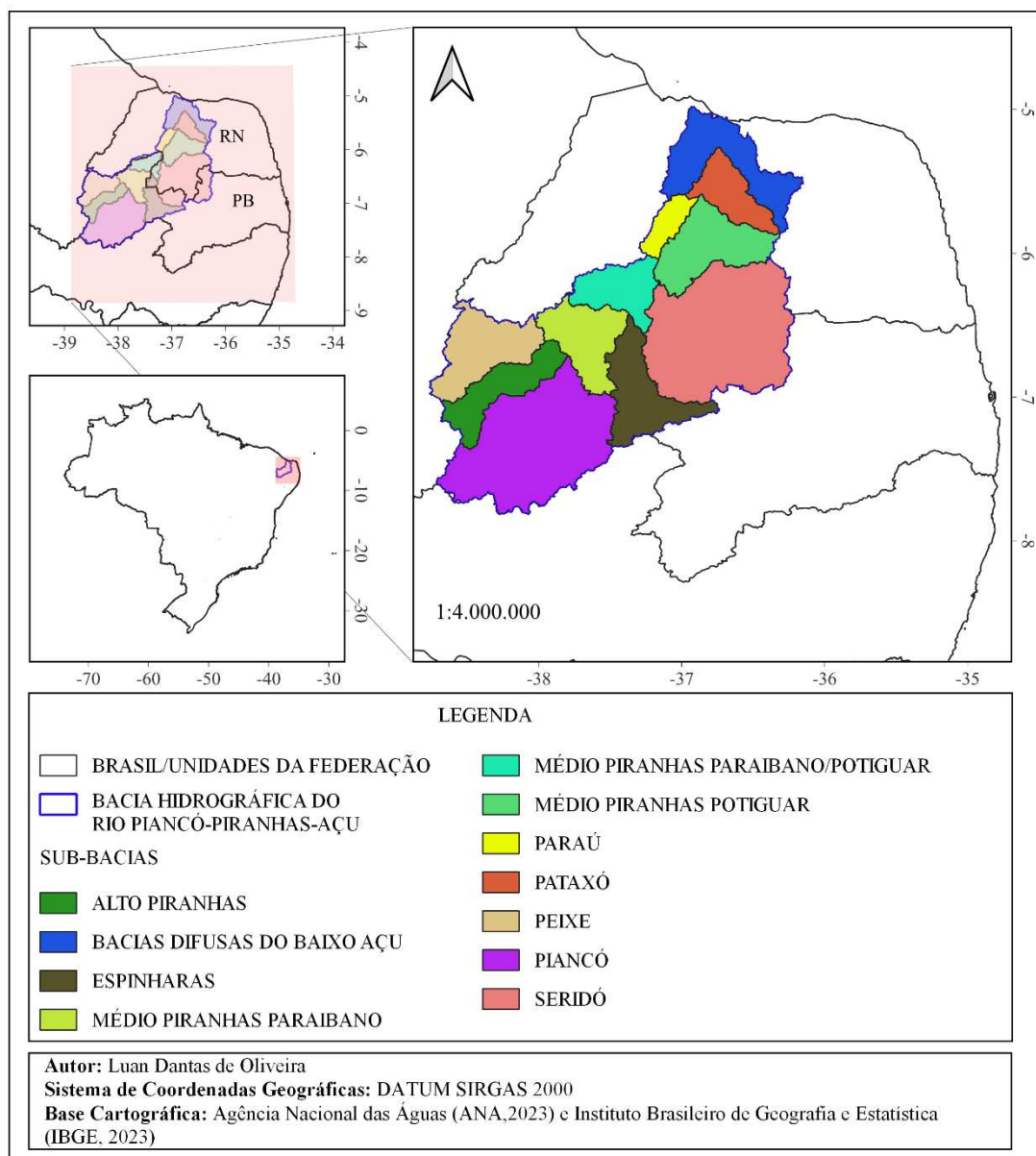
3.1 BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIANCÓ – PIRANHAS - AÇU

A bacia hidrográfica pode ser comumente definida como um conjunto de Sub-Bacias, em que cada subdivisão constitui as características intrínsecas de uma determinada região (Mello & Silva, 2013). Em uma abordagem mais complexa, pode-se designar uma bacia hidrográfica como sendo um agrupamento de microbacias drenadas pelo um curso d'água principal e os seus afluentes.

Para esse tipo de agrupamento, inicia-se a drenagem nas cotas altimétricas mais elevadas, onde as precipitações tendem a escorrer pela superfície resultando na formação de mananciais superficiais, em que, ora infiltram pelo solo, abastecendo os lençóis freáticos e as nascentes, ora escoam pelos rios resultando no aumento de suas vazões até o exutório (Barella *et al.*, 2001).

A Bacia Hidrográfica dos Rios Piancó – Piranhas – Açu (BHRPPA), encontra-se situada no Semiárido do Nordeste Brasileiro e abrange uma área de drenagem correspondendo a 43.683 km². A vastidão da bacia a torna a maior da Região Hidrográfica do Atlântico Nordeste Oriental, ocupando um território de 15% da mesma, a qual abrange 147 municípios, dos quais 100 municípios encontram-se inserida no estado da Paraíba, enquanto 47 no estado do Rio Grande Norte, sendo, respectivamente cerca 60% e 40% da área total da bacia (Figura 1) (ANA, 2016; Lopes, 2020).

Figura 1: Mapa de localização das Unidades de Planejamento Hidrológico (UPH) da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu



Fonte: Autor (2023)

De acordo com o censo demográfico de 2017, a bacia concentra 1.406.808 habitantes, dos quais, 69% residem em centros urbanos e 31% em áreas rurais. A grande maioria dos municípios (73%) possui menos de 10.000 habitantes, à medida que apenas 13 municípios (9%) registram população local maior que 200.000 habitantes (IBGE, 2010).

Deste modo, diante da vastidão territorial e populacional e visando o melhor controle dos recursos e o subsídio de planos de desenvolvimento da BHRPPA, esta bacia

foi subdividida, em onze Unidades de Planejamento Hidrológico (UPH), sendo elas: Piancó, Alto Piranhas, Peixe, Espinharas, Seridó, Médio Piranhas Paraibano, Médio Piranhas Paraibano-Potiguar, Médio Piranha Potiguar, Paraíba, Pataxó e Bacias Difusas do Baixo Açu (Tabela 1) (ANA, 2016; Araújo *et al.*, 2017). A delimitação das UPH levou em consideração fatores geomorfológico, hidrográfico e hidrológico, tomando como base critérios como a hidrografia, presença de reservatórios de grande porte e unidades de gestão adotadas pelos estados.

Tabela 1. Unidades de Planejamento Hidrológico (UPH).

UPH	Área (km ²)	Área (%)	N.º de Municípios	N.º de Sedes	Rio Principal
Piancó	9,207	21,1	41	30	Rio Piancó
Alto Piranhas	2,562	5,9	19	7	Rio Piranhas
Peixe	3,428	7,8	23	18	Rio do Peixe
Espinharas	3,291	7,5	28	13	Rio Espinharas
Médio Piranhas Paraibano	2,894	6,6	24	11	Rio Piranhas
Seridó	9,923	22,7	44	29	Rio Seridó
Médio Piranhas Paraibano/Potiguar	2,245	5,1	14	6	Rio Piranhas
Médio Piranhas Potiguar	3,536	8,1	19	5	Rio Piranhas
Paraíba	974	2,2	8	2	Rio Paraíba
Pataxó	1,954	4,5	11	5	Rio Pataxó
Bacias Difusas do Baixo-Açu	3,668	8,4	15	6	Rio Açu
Bacias Piancó-Piranhas-Açu	43,683	100	147	132	

Fonte: ANA (2016)

As Sub-Bacias delimitadas em recortes territoriais mais homogêneos, facilitam atividades de organização, projetos de urbanização, utilização dos recursos e gestão ambiental. Privilegiando a implantação de propostas fundamentadas em diretrizes sustentáveis que foquem na manutenção dos recursos naturais, no suprimento das necessidades humanas e, não menos importante, na prosperidade econômica do território (Vasconcelos *et al.*, 2019). Cerri *et al.*, (2018), com base em Zaine (2011), destacaram a compartimentação fisiográfica de uma determinada região como sendo uma das etapas fundamentais para o estudo de planejamento, ordenamento territorial e mapeamento geotécnico e a definição de áreas suscetíveis.

Assim, o emprego de tecnologias como o sensoriamento remoto em segmentos mais homogêneos, como as Sub-Bacias, possibilita o estudo e a elaboração de estratégias econômicas e ambientais. Em regiões semiáridas, por exemplo, tais aplicações podem facultar a prática de ações e políticas mitigadoras na convivência com a seca.

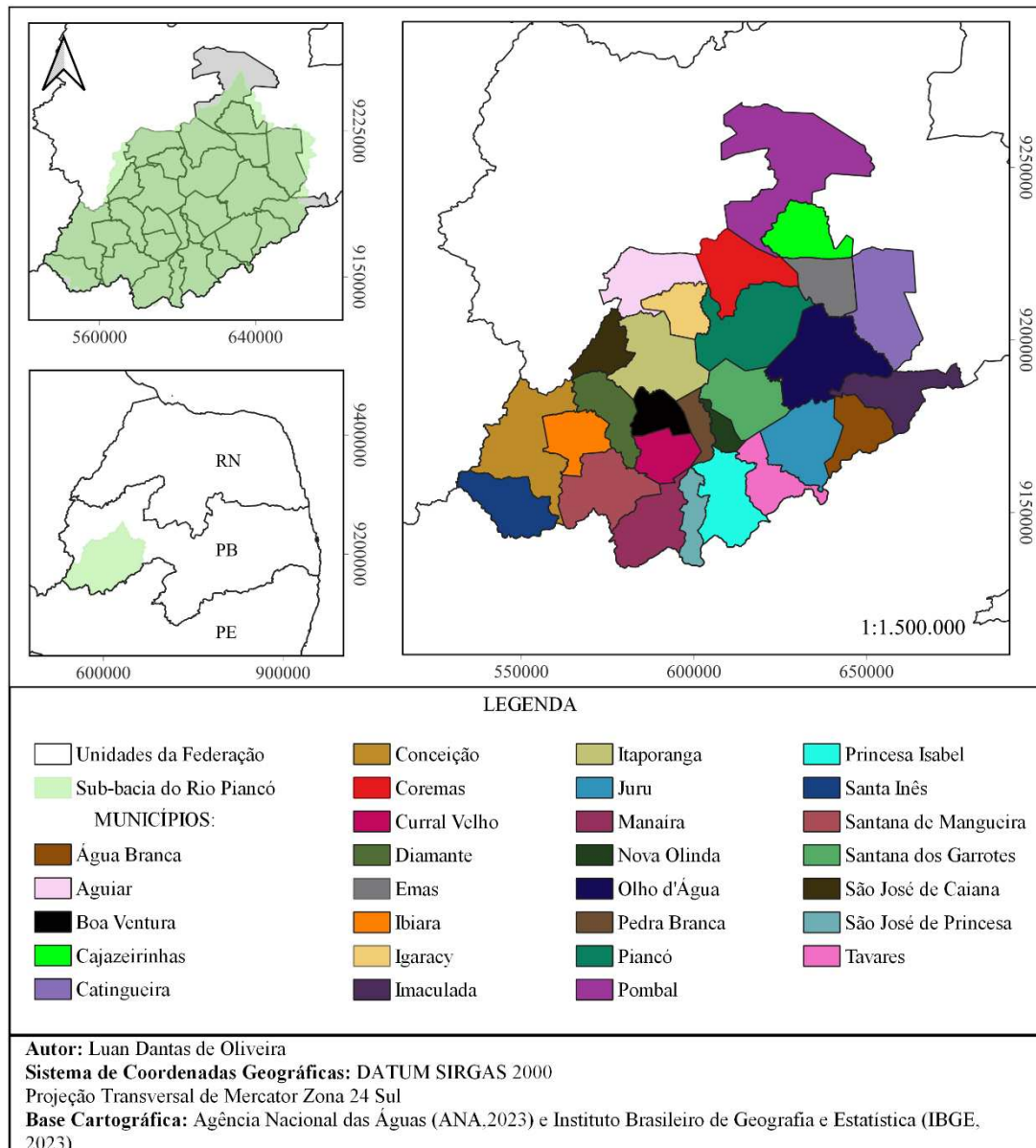
3.2 A SUB-BACIA DO RIO PIANCÓ

3.2.1 Localização

A Bacia Hidrográfica do Rio Piancó (SBRP) é uma das onze Sub-Bacias do Rio Piancó-Piranhas-Açu, compondo 21,1% da área da BHRPPA e uma das sete localizadas no território paraibano. Precisamente na região sudoeste do estado, entre as coordenadas 6°44'24'' e 7°51'36'' sul e 37°27'00'' e 38°43'12'' a oeste do Greenwich (Lopes, 2020). Limita-se a oeste com o estado do Ceará, a leste com a Sub-Bacia do Rio Espinharas, a norte com as Sub-Bacias do Alto e Médio Piranhas e ao sul com o estado de Pernambuco.

Quanto ao tamanho da SBRP, há contradições na literatura. Rodrigues *et al.* 2011 e Lima, 2004, estima área de 9.228 km², Frade, 2019 e Marchal, 2017, consideram a área total de 9.205 km. Contudo, a mais aceita é a da ANA (2016), que estima uma área de 9.207,025 km². A variação no tamanho é normal diante da vastidão da SBRP, fato que dificulta a exatidão das medidas. Podendo variar conforme o método empregado, resultando em algumas diferenciações entre medidas.

Todo este complexo abrange completa ou parcialmente os 28 municípios. Sendo eles: Água Branca, Aguiar, Boa Ventura, Cajazeirinhas, Catingueira, Conceição, Coremas, Curral Velho, Diamante, Emas, Ibiara, Igaracy, Imaculada, Itaporanga, Juru, Manaíra, Nova Olinda, Olho D'água, Pedra Branca, Piancó, Pombal, Princesa Isabel, Santa Inês, Santana de Mangueira, Santana dos Garrotes, São José de Caiana, São José Da Princesa, Tavares (Figura 2). Atinge partes de três microrregiões paraibanas: Sertão de Cajazeiras, Depressão do Alto Piranhas e Serra do Teixeira (Lima 2004).

Figura 2: Sub-Bacia do Rio Piancó e os municípios

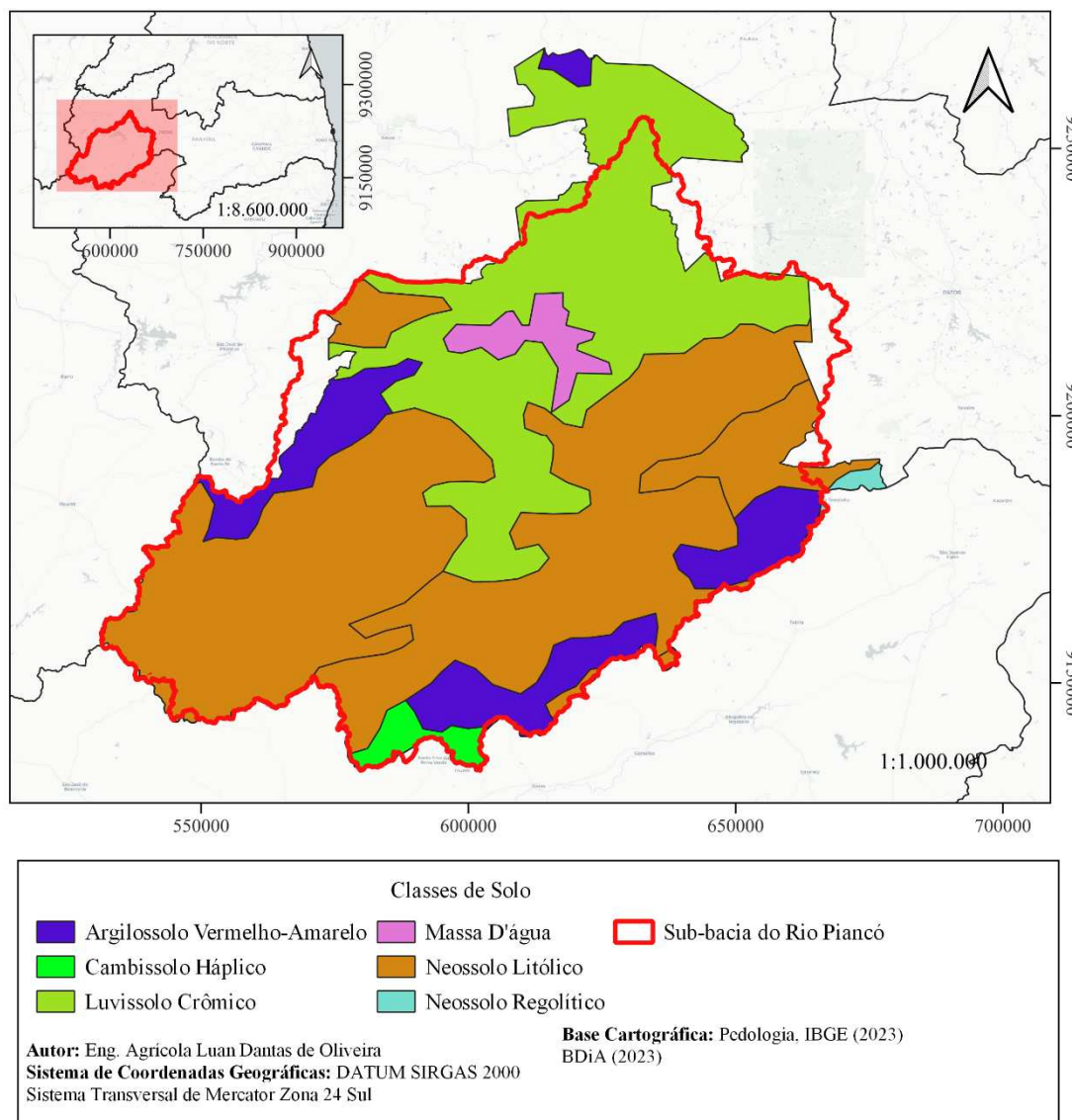
Fonte: Autor (2023)

3.2.2 Pedologia

Em sua constituição geológica, a Bacia do Rio Piancó é essencialmente composta de rochas do complexo cristalino Pré-Cambriano e formações aluvionares. Associado às rochas plutônicas granulares, o grupo de rochas Cachoeirinhas ocupam 50% da área total da bacia, numa faixa centralizada da bacia de direção NE-SW. Sendo formadas pelo conglomerado de quartzitos, filitos ardosianos, níveis de sericita xistos, níveis ferríferos, calcário, dentre outros. Margeando essa área afloram rocha do Complexo Gnáissico-Migmatítico, ocupando ao Norte e ao Sul, 37 e 13% da bacia (Lima, 2004).

Quanto a sua pedologia, os solos da bacia variam, pautando-se a ocorrência de, praticamente, quatro tipos de solos, sendo: Argissolo Vermelho-Amarelo, Cambissolo Háplico, Luvissoilo Crômico, Neossolo Litólico (Figura 3). De acordo com Lima 2021, em uma abordagem generalizada a capacidade de uso das terras corresponde as classes: III, IV, VI, VII e VIII (Lima, 2004).

Figura 3: Pedologia da Sub-Bacia do Rio Piancó



Fonte: Autor (2023)

Tais classes estão inseridas em três grupos, identificadas pelo grau de limitação ao uso agrícola, Grupo A (terras passíveis de utilização com culturas anuais, perenes, pastagens e/ou reflorestamento e vida silvestre, comportando as classes: III e IV), Grupo B (terras impróprias para cultivos intensivos mas ainda adaptadas para pastagens e/ou reflorestamento e vida silvestre, porém cultiváveis em casos de algumas culturas especiais

protetoras do solo, compreendendo as classes V a VII) e Grupo C (terras não adequadas para cultivos anuais, perenes, pastagens ou reflorestamentos, porém apropriados para proteção da flora e fauna, recreação ou armazenamento de água, compreendendo a classe VII) (SCIENTEC, 1997) (Tabela 2). Em 2004, dos 28,1% dos solos da bacia inserida na Classe A, apenas 2,8% dessa área estava sendo explorada, em sua maioria, em pequenas propriedades com o cultivo de agricultura de subsistência entre alguns projetos públicos de irrigação (Lima, 2004).

Tabela 2. Classes de Capacidade de uso do solo na Sub-Bacia do Rio Piancó.

Grupo	Classes de Capacidade	Área (km ²)	(%) da Área Total
A	III	1.103,20	12,1
	IV	1.472,70	16
B	VI	1.558,10	16,9
	VII	4.625,10	50,3
C	VIII	430,30	4,7

Fonte: SCIENTEC (1997)

3.2.3 Climatologia

As condições climáticas da SBRP, principalmente a alta variabilidade espaço-temporal da precipitação, exprimem grandes influências sobre o regime hidrológico dos rios. Nos períodos chuvosos, ocorre variações em padrões quantitativos e qualitativos desses rios, sendo notório a alteração na vazão. Bem como, a interferência da quantidade de sedimentos decorrentes das águas superficiais, do uso do solo, das características fisiográficas das Sub-Bacias e do tipo de cobertura vegetal predominante na região. (CBHRPPA, 2013).

Em padrões climatológicos, a SBRP está inserida no denominado “Polígono das Secas”, constituindo um tipo de semiárido quente e seco, de acordo com a classificação de Koppen. Sendo caracterizada pelas elevadas temperaturas durante o dia, amenizando no período noturno, com variações médias anuais entre 23 e 30°C. Havendo picos ocasionais mais extremos, especialmente durante a estação seca.

O regime pluviométrico além de baixo é irregular, com mínimas e máximas correspondente a 180,0 e 1511,8 mm.ano⁻¹, e médias anuais de 751,1 mm.ano⁻¹; caracterizando-se pela presença de apenas duas estações: a chuvosa, denominada pelo sertanejo como inverno, restrito a um período de três a quatro meses por ano e a seca, que constitui o verão, cujo ápice é de setembro a dezembro. A umidade relativa do ar média

anual varia entre 64 a 72%; contudo, vale ressaltar que a insolação diária durante o ano alcança uma média de 7,3 a 8,7 h.dia⁻¹ (Souza *et al.*, 2010).

3.2.4 Vegetação

O Brasil abriga a maior região semiárida contínua do mundo, sua extensão extrapola a de um milhão de quilômetros quadrados, dos quais uma massiva fração está concentrada em território do Nordeste brasileiro e em parte do norte do estado de Minas Gerais, sendo considerada uma das mais densamente habitadas do globo (Ximentes *et al.*, 2019).

No Nordeste, o semiárido abarca 86% da região, estando presente em todos os estados e consistindo no semiárido mais chuvoso do planeta, concentrando médias de 800 mm/ano (variando, entre 250 e 1000 mm/ano). Contudo a evaporação extrapola 3.000 mm/ano estando três vezes maior que o teor precipitado resultando em um déficit hídrico (Malvezzi *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2013).

A Sub-Bacia do Rio Piancó, por sua vez, encontra-se situada nesta vasta e autêntica região do Nordeste brasileiro. A vegetação dominante corresponde ao bioma Caatinga, predominando árvores de pequeno e médio porte com a presença de arbustos, cactáceas e trechos de florestas caducifólias, típica da caatinga xerofítica e bastante presente no sertão nordestino (Fernandes; Queiroz, 2018).

Em que, de acordo com Carreiro (2021), a Sub-Bacia é marcada pela presença de Caatinga Estépica Florestada e por vegetação aberta. Formada, principalmente, pela presença de Caatinga Hiperxerófila Herbáceo-Arbustiva Espaçados.

3.2.5 O Rio Piancó

O Rio Piancó, pertencente ao domínio federal, apresenta suas nascentes na Serra do Umbuzeiro no município de Santa Inês. A rede de drenagem é do tipo intermitente e seu padrão predominante dentríco, exhibe variações retangular e angular devido a existência de fraturas geológicas. Os principais afluentes são os rios Jenipapo e Gravatá e os riachos de Santana, Minador, Canoas, Vermelho, Maria e Verde.

O rio Piancó segue seu percurso até a confluência com o Rio Piranhas; pelo Rio Piranhas, até o reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, permeando os municípios de São Rafael e Assú, cruzando a região central do Rio Grande do Norte, até o Rio Açu para a Costa Potiguar, onde desagua no Oceano Atlântico (Garrido *et al.*, 2018; ANA, 2016).

À exceção do Rio São Francisco e do Parnaíba, os rios que modulam a bacia do rio Piancó-Piranhas-Açu, são rios intermitentes em suas condições naturais, assim como os demais rios do semiárido Nordeste.

3.2.6 Reserva e demanda hídrica

A potencialidade de águas subterrâneas na SBRP, assim como nas demais bacias do semiárido é bastante reduzida em decorrência da formação rochosa cristalina. A Sub-Bacia exprime um potencial hídrico subterrâneo de aproximadamente 8% de todo o potencial da bacia da BHRPPA, estimado em 775,2 m³.

Assim, presume-se que o aporte subterrâneo da Sub-Bacia representa baixa disponibilidades hídricas; por sua vez, é inviável a utilização desses recursos para elevadas demandas (Lima, 2004). Pois, além do inferior quantitativo, atrela-se o qualitativo. Visto que, em algumas localidades, as reservas subterrâneas exibem caráter salino, tendo sua utilização restrita para agricultura e consumo humano e animal. Desta forma, a necessidade hídrica dos demais setores da região que engloba a Sub-Bacia é fornecida, principalmente, através de reservatórios de elevado aporte físico.

Em resposta aos episódios frequentes de secas, elevadas taxas de evaporação e baixos acumulados pluviais que assolam a região, o fluxo perene da BHRPPA é assegurado por alguns espelhos d'água artificiais, sendo catalogado um montante de 2.436 reservatórios (ANA, 2013).

Apesar do amplo território, a SBRP, possui apenas dois reservatórios de regularização. Ambos construídos pelo Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS), sendo eles o Curemas e o Mãe D'água. Localizadas estrategicamente no estado da Paraíba. Contudo, apesar dos dois maiores reservatórios de regularização estarem bem alocados estrategicamente, os reservatórios de médio e pequeno porte encontram-se dissipados de maneira desordenada. Tornando, desse modo, a SBRP a sétima no número de espelhos d'água artificiais. Representando aproximadamente apenas 4,4% do total de reservatórios da BHRPPA (Tabela 3).

Tabela 3. Quantitativo de reservatórios artificiais identificados na BHRPPA, por área ocupada pelos espelhos d'água e por Unidades de Planejamento Hidrológico- UPH.

UPH	N.º de Açudes (por área, em ha)				Total
	5-10	10-20	20-50	>50	
Piancó	49	11	23	24	107
Alto Piranhas	42	13	11	6	72

Peixe	77	23	15	7	122
Espinharas	163	93	64	22	342
Médio Piranhas Paraibano	86	49	22	4	161
Seridó	545	237	118	34	934
Médio Piranhas Paraibano/Potiguar	115	54	50	17	236
Médio Piranhas Potiguar	99	63	30	6	198
Paraú	32	28	20	6	86
Pataxó	60	29	17	7	113
Bacias Difusas do Baixo-Açu	34	11	10	10	65
Bacias Piancó-Piranhas-Açu	1302	611	380	143	2436

Fonte: ANA (2016)

O reservatório de Curemas - Mãe D'água, situado no sertão paraibano, apresenta a seu montante três rios principais: Aguiar, Piancó e Emas. Contendo 24 reservatórios a montante, destes, dois são considerados de grande porte, quinze de médio e sete de pequeno; além dessas, não se pode esquecer a contribuição formada pelas áreas não controladas por reservatórios (Tabela 4).

Tabela 4. Classificação dos açudes a montante do sistema com relação ao porte.

Reservatório	Classificação	Volume Máximo (hm ³)
Saco de Nova Olinda	Grande	97,49
Cachoeira dos Cegos		80
Jenipapeiro	Médio Porte	70,76
Poço Redondo		62,75
Canoas		45,56
Bruscas		38,21
Condado		35,02
Santa Inês		26,12
Piranahs		25,7
Queimadas		15,63
Garra		15,44
Timbaúba		15,44
BomJEsus[14,64
Serra Vermelha I		11,8
Cachoeira dos Alves		10,61
Catolá		10,5
Vazamento		9,09
Tavares	Pequeno Porte	6,47
Vidéo		6,04
Jatoba II		4,62
Boqueirão dos Cochos		4,2
Frutuoso II		3,52
Emas		2,01
Glória		1,35

Fonte: Rodrigues *et al.*, 2009; Rodrigues *et al.*, 2011

Os reservatórios de Curemas - Mãe D'água foram arquitetados para formar a jusante uma reserva hídrica única. A Barragem Estevam Marinho, conhecido como Curemas, fora construído através do barramento do Rio Piancó, contendo um volume máximo e volume morto de 720 milhões de m³ e 31 milhões de m³, respectivamente, enquanto a área da bacia hidráulica e da bacia hidrográfica correspondem a 5.950,00 há e 6.840 km².

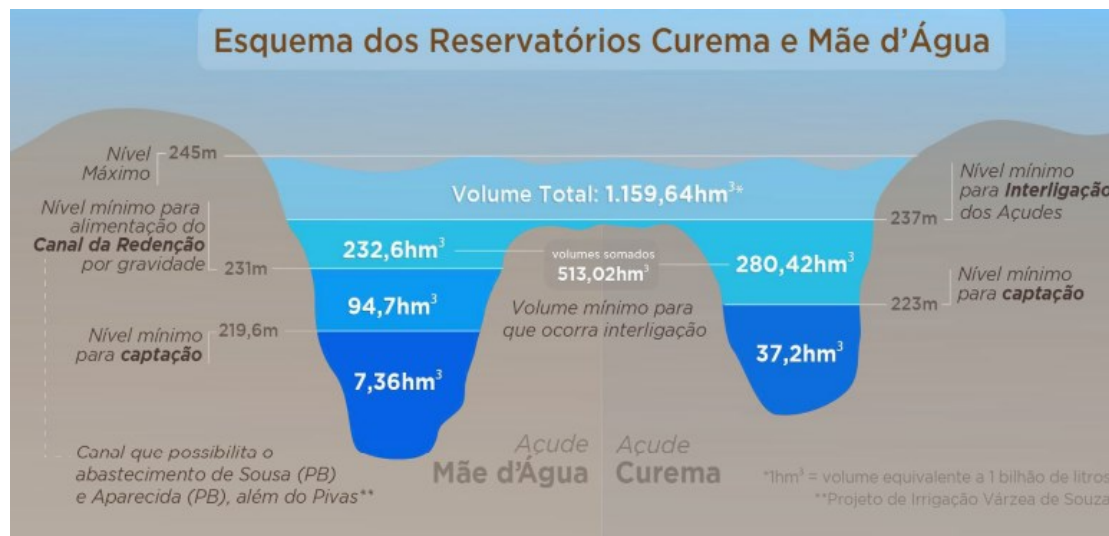
Enquanto a Barragem Egberto Carneiro da Cunha, popularizado como Açude Mãe D'água, através do barramento do Rio Aguiar. Abrangendo um volume máximo de 638.700 milhões de m³ e o volume morto de 13.910 milhões de m³, a área da bacia hidráulica equivale a 5.580,00 ha e a bacia hidrográfica de 1.128,00 km².

Estes reservatórios estão interligados por meio de um canal vertedor de cota correspondendo a 237 m, com capacidade máxima de transposição de 12 m³/s, somando uma totalidade máxima de acumulação de 1,358 bilhões de m³, abrangendo uma bacia hidráulica de 11.530,00 há e hidrográfica de 7.968,00 km², sendo a maior reserva hídrica do estado paraibano (Lima, 2004; SCIENTEC, 1997).

Nestas condições, a SBRP somava uma totalidade máxima de acumulação de 1,358 bilhões de m³. Contudo, esse volume foi revisado pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) em 2013. Essa atualização no levantamento batimétrico do reservatório Curemas (Curemas-Mãe D'água) deu-se graças a uma equipe multidisciplinar de especialistas, formada pela Superintendências de Regulação (SER), de Fiscalização (SFI), de Usos Múltiplos (SUM), de Gestão da Rede Hidrometeorológica (SHG) e de Planejamento de Recursos Hídricos (SPR), com o apoio do Serviço Geológico do Brasil (CPRM) e do Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS).

As conclusões deste levantamento permitiram reavaliar as Cotas x Área e Cota x Volume dos reservatórios, resultando em diferenças significativas de volumes. Desta forma, foi considerado que o volume total do reservatório é de aproximadamente 1.159,64 bilhões de m³, enquanto os volumes de Curemas e Mãe D'água, no nível na cota de ligação, correspondem a 24,2% e 20,0% da capacidade máxima, respectivamente (Figura 4).

Figura 4: Esquema dos Reservatórios Curema e Mãe d'água com seus volumes revisados por batimetria



Fonte: ANA (2016).

No ano de 2017 o consumo estimado requerido pelos principais setores da Sub-Bacia equivalia um total de 1.037.777.655 m³ de água por ano. Tal dado corresponde a um estudo pautado em sistematizar, contabilizar e analisar a pegada hídrica. Ou seja, a demanda hídrica na produção de bens e serviços, dos principais setores da Sub-Bacia do Rio Piancó.

Os resultados indicaram a pegada hídrica no setor do abastecimento humano correspondendo a um montante de 15.350.229 m³ de água por ano. Enquanto a pegada hídrica do setor de saneamento totalizou 505.844.600 m³ ao ano, correspondendo ao valor anual em m³ para diluir a matéria orgânica produzida e despejada na Sub-Bacia.

No setor agrícola, a pegada hídrica na agricultura irrigada e na pecuária da região, corresponderam a 395.110.376 m³ e 9.188 m³ ao ano, respectivamente. Desta forma, a agricultura irrigada representou 49,26% do total, em seguida o saneamento com 48,74%, a pecuária e o abastecimento foram 0,48% e 1,52% do total, respectivamente. Desse modo, com base nos resultados, a agricultura e o saneamento são os setores que exercem a pressão mais expressiva sobre os recursos hídricos da Sub-Bacia (Neto, 2018).

Contudo, apesar da elevada retirada, o Reservatório de Curemas-Mãe D'água é considerado sustentável quanto ao fornecimento hídrico de todas as demandas atreladas ao sistema, com confiabilidade de 100%. Em análise histórica de 55 anos, correspondendo à dados de 1963 a 2018, fornecidos pelo Plano de Recursos Hídricos

Piancó-Piranhas-Açu (2016), foi estipulado a demanda do Reservatório de Curemas nos setores de: irrigação, abastecimento humano, indústria, dessedentação animal e piscicultura (Tabela 5). No qual, através de modelos de simulação de diferentes condições prováveis foi posto que o reservatório exprime um desempenho satisfatório quanto ao seu uso. Entretanto, vale ressaltar que o provável aumento do consumo hídricos das demandas, trazem mais possibilidades de déficit de disponibilidade.

Tabela 5. Demanda (m³/s) para o abastecimento humano, dessedentação animal, irrigação, indústria e piscicultura no Reservatório de Curemas (Curemas-Mãe D'água)

Reservatório	Abastecimento Humano	Dessedentação Animal	Irrigação	Indústria	Piscicultura	Total
Coremas	2,6	0,26	7,18	0,32	0,04	10,42
Mãe d'Água	0,51	0,13	7,77	0,32	0,04	8,7
Nível de Prioridade	1	1	2	3	4	-

Fonte: Amorin, 2019

Em análise mais ampla, na BHRPPA, um estudo averiguou as quantidades de outorgas emitidas no período de 2018 a 2020, no qual foram identificadas 1.117, sendo a sua maior parte concedida para o estado da Paraíba (85,32%), quando comparada ao Rio Grande do Norte (14,68%), fato natural visto que a bacia possui mais Sub-Bacias, como a do Rio Piancó, em território paraibano. De maneira geral, no período de estudo, os usos da bacia seguem a seguinte ordem de preponderância: irrigação (79,8%), seguidos de abastecimento (11,73%), industrial (2,86%), regularização de barragens (1,25%), humano (0,98%), carcinocultura (0,90%), outros (0,81%), animal/irrigação (0,45%), comercial (0,36%), lançamento de efluentes (0,27%), abastecimento público (0,27%), agroindustrial (0,18%), humano/animal/irrigação (0,18%) e piscicultura/humano/animal (0,09%) (Dantas, 2021).

Como visto, a irrigação é a maior demandante de vazão em ambos os estados contidos na bacia, especialmente na Paraíba onde seus demais usos são praticamente insignificantes quando comparados ao requerido pela irrigação. Tal prática ascendeu graças, principalmente, aos auxílios do governo federal e estadual. Onde instalaram e incentivaram o desenvolvimento da irrigação privada, sendo caracterizada como uma importante alternativa econômica (ANA, 2014).

As altas vazões destinadas para a irrigação estão fortemente atreladas ao método utilizado, na bacia a execução desta atividade ocorre essencialmente pelos métodos de

aspersão e gravidade (inundação e sulcos), destacando-se por serem métodos que requerem maior volume hídrico, não sendo uma prática muito adequada para a região. Gerando, por sua vez, conflitos quanto aos usos. Quanto a fonte desses volumes, na SBRP, há preferência pela captação de recursos hídricos subterrâneos 73,05%, especialmente por meio de poços tubulares com captação de aquíferos, enquanto para fontes superficiais, espelhos d'água como açudes, riachos e rios, a demanda foi inferior contabilizando 26,95%, no período de 2018 a 2020 (Dantas, 2021).

Quando analisado o número de outorgas para lançamento de efluentes, a bacia expõe uma situação bastante crítica. Pois apenas 58% da população urbana tem atendimento exclusivo para coleta de esgoto e somente 29% possui cobertura de tratamento dos efluentes produzidos, o que implica, por sua vez, que a maioria da vazão de efluente coletados são despejados em sistemas hídricos da bacia. Além disso, de acordo com o Plano de Recursos Hídricos da Bacia, os rios intermitentes, açudes e trechos perenizados não devem receber aporte de esgotos a longo prazo, devendo, desse modo, serem encaminhados para tratamento de reuso ou aplicados no solo, tais como sistemas de esgotamento individuais ou estáticos (ANA, 2018).

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 DEGRADAÇÃO AMBIENTAL

As pautas e discussões entorno da degradação ambiental surgiram após a segunda metade do século XX. Discussões sobre sustentabilidade e desenvolvimento vingaram

em todo o mundo posteriormente as publicações no Clube de Roma e da Conferência de Estocolmo, ambas em 1972 (Ferrari, 2014, André, 2022).

Esta onda conscientizadora mundial, impulsionou o desenvolvimento mais consistente da legislação nacional brasileira a partir da década de oitenta. Tendo como primeiro marco a criação da Política Nacional de Meio Ambiente (Lei 6.938/81) que instituiu o Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) além de incorporar e aperfeiçoar as normas estaduais vigentes.

Seguidas da Lei da Ação Civil Pública (Lei 7.347/85) que propôs ações judiciais para casos de agressão ambiental. E a promulgação da atual Constituição Federal (1988). No qual, fora dedicado um capítulo inteiro sobre o direito humano ao meio ambiente, além de ser mencionado em 17 artigos e dezenas de incisos (Naldini, 2024).

Contudo, o termo degradação ambiental só foi definido na legislação brasileira no decreto nº 97.632, de 10 de abril de 1989, disposto sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. No qual, a degradação ambiental é conceituada como: “os processos resultantes dos danos ao meio ambiente, pelos quais se perdem ou se reduzem algumas de suas propriedades, tais como, a qualidade ou capacidade produtiva dos recursos ambientais”.

De acordo com Dias (1998), a degradação ambiental pode ser entendida como alterações das condições naturais de um respectivo ambiente. Em que ocorra o comprometimento do uso dos recursos naturais (flora, fauna, solo, água, dentre outros) resultando numa redução da qualidade de manutenção da vida neste ambiente.

Atualmente, a ciência tem evidenciado a degradação ambiental em diversas partes do mundo em diversas modalidades, como a degradação física, química e biológica. Ressalta-se que um conjunto de causas são apontadas como responsáveis pela degradação do meio ambiente.

De acordo com Rubira (2016), a degradação ambiental é resultante da exploração sem precaução com a sustentabilidade do meio ambiente. A ação antrópica na natureza, quando não manejada, origina o esgotamento dos recursos naturais a diferentes níveis e escalas. Para Louzada (2013) a degradação ambiental não é originada apenas pela ação antrópica, como também, por processos e fenômenos naturais. Embora em menor escala de danos.

Entretanto, é notório que a degradação ambiental proveniente da ação antrópica pode ter efeito mais danoso, previsível e passível a regulamentação. O resultado das ações indevidas no meio ambiente pode ser intensificado pelas condições naturais do ecossistema no qual ocorre. A exemplo das regiões semiáridas que são suscetíveis a processos degradativos. Em decorrência aos fatores abióticos dessas regiões e do uso inadequado dos recursos naturais (Soares, 2012).

Ainda, conforme Soares (2012), a suscetibilidade e a fragilidade ecossistêmica da região semiárido decorrem das condições intrínsecas da região. Como a irregularidade na distribuição anual da pluviosidade, concentração de chuvas em um curto período do ano e elevadas temperaturas que reverberam em altas taxas de evapotranspiração e déficit hídrico.

Contudo, de acordo com Silva *et al.* (2018), na região semiárida do Brasil, o modelo econômico baseado, primordialmente, na exploração dos recursos naturais não constitui um problema em si. Exceto quanto a utilização do meio se faz sobre o princípio da maximização dos benefícios, sem que haja o manejo sustentável.

A exploração agrícola, por exemplo, quando mal manejadas em regiões semiáridas pode reverberar em diversos danos ambientais. Dos quais o desmatamento, a exposição e compactação do solo, redução na qualidade dos cursos d'água devido o assoreamento, a contaminação do corpo hídrico dentre outros.

Verifica-se, também, que alguns estudos associam a degradação ambiental ao grau de pobreza da população. Para Lemos (2001) a degradação ambiental que ocorre no semiárido nordestino decorre, também, do “extremo nível de pobreza” da população. No qual, os produtores exploram a terra intensivamente até a exaustão das suas propriedades, sem qualquer prática conservacionista. Pois, de acordo com o autor, a principal preocupação dos produtores é a sobrevivência; assim, não têm acesso às técnicas preservacionistas.

Contudo, este círculo vicioso entre pobreza e degradação é questionado por alguns autores. De acordo com Oliveira (2023), a pobreza não pode ser considerada como causa direta da degradação ambiental. Mas sim como um fator que interage com outros elementos. Entretanto, os mais pobres, são a população mais afetada com a degradação dos recursos naturais.

Para Walquil *et al.* (2004), a redução da pobreza rural não implica, necessariamente, na redução da degradação ambiental. Existem uma série de variáveis, tais quais as condições de acesso a mercados, a dissipação de informação atrelada com a assistência técnica. Bem como, o incentivo através de crédito rural para práticas conservacionista. De modo que condicionem a relação de extração do meio com a sustentabilidade e influenciem as estratégias adotadas pelos agricultores.

Toda a discussão gerada em torno da degradação, têm influenciado vários segmentos do conhecimento humano assim como medidas de combate e mitigação dos processos degradativos. No Brasil, um marco na proteção ambiental é representado pela edição da chamada Lei de Crimes Ambientais (Lei 9.605/98). Prevendo aplicação de multas pelos órgãos de fiscalização ambiental a atividades e condutas nocivas ao meio ambiente.

Outras leis e normas foram editadas no mesmo período, destacando-se a Lei das Águas (Lei 9.433/1997) que possibilitou a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e estabeleceu comitês de gerenciamento de bacias hidrográficas. Bem como, as resoluções do CONAMA, editadas a partir de 1986, e as Constituições Estaduais seguidas das leis orgânicas dos municípios (Naldini, 2024).

Entretanto, é necessário que mais estudos sejam desenvolvidos e que a discussão sobre a degradação ambiental se mantenha. De modo que resulte em uma rede de informações sobre os processos degradativos, assim como, técnicas de manejo sustentáveis e modelos de recuperação de áreas degradadas. Principalmente em condições semiáridas, onde os recursos naturais exigem um trato específico.

4.2 DEGRADAÇÃO AMBIENTAL EM REGIÕES SEMIÁRIDAS

O clima semiárido está presente em diversas regiões em torno do mundo, como no Chile, África, Ásia, dentre outros. Sendo caracterizado pela variabilidade temporal e espacial das precipitações, com médias pluviométricas correspondendo a aproximadamente 700 mm/ano e com longos e recorrentes períodos de estiagem. A evapotranspiração deste clima oscila entre 2000 e 2500 mm/ano, a umidade relativa do ar

varia entre 55 a 75%, o índice de aridez entre 0,20 e 0,50 o que implica em alto risco de desertificação (Silva *et al.*, 2014). A aridez desse clima, decorre do déficit pluviométrico permanente a longo prazo. Estando atrelada a outras condições específicas como as altas temperaturas, o elevado índice de evaporação e a baixa umidade do ar.

Desde as últimas décadas o interesse científico em regiões semiáridas tem se ampliado continuamente. Principalmente, sobre os efeitos e causas dos impactos ambientais e das mudanças climáticas, visto que essas regiões são suscetíveis e vulneráveis a possíveis mudanças (Salas, 2000). De acordo com a Convenção das Nações Unidas para Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca (UNCCD) regiões áridas, semiáridas e subúmidas secas exprime certa fragilidade ecológica. Estando suscetível a alguns processos de degradação, como a desertificação, em decorrência de diversos fatores do quais as variações climáticas e, principalmente, as ações antrópicas (UNESCO, 2006).

Assim, Silva *et al.* (2003), apontam a cobertura vegetal como um dos principais parâmetros para mensurar o nível de degradação de uma região. Pois, em sua maioria, as alterações mais danosas no meio iniciam-se pela supressão da vegetação nativa. No qual, ocorre a substituição da cobertura vegetal típica por outras formas de cobertura, como culturas agrícolas, pastagens, vegetação rala ou esparsa, dentre outras.

Dados científicos indicam que mudanças na vegetação podem inferir em alguns processos hidrológicas. Haja vista, a interação de florestas no armazenamento, liberação e purificação da água. Atuando, dessa forma, em serviços ecossistêmicos imprescindíveis e, por vezes, insubstituível. No entanto, as consequências hidrológicas resultantes do desmatamento não são simples. Fazendo-se necessário estudos com abordagem sistemática, considerando as características naturais da região, os principais fatores contribuintes e os impactos gerados, de forma que auxiliem na gestão de bacias hidrográficas (Zhang, 2021).

Yu *et al.* (2015), indicam a retirada da cobertura do solo sem planejamento como uma das forças motrizes mais significativas nas mudanças climáticas. Onde, de acordo com o autor, a mudança de uso da terra ocorridas em diferentes zonas de temperatura pode acarretar distintos efeitos climáticos. Contudo, o impacto gerado pelo desmatamento nessas regiões ainda é permeado por incertezas.

Para Chen *et al.* (2017), a mudança na cobertura do solo tende a influenciar nas condições climáticas locais. Tornando-se ainda mais impactantes em regiões tropicais com condições áridas e semiáridas. Onde o desmatamento levaria a temperaturas mais elevadas, principalmente no verão, visto a diminuição do índice da área foliar que implica na redução da evapotranspiração e do coeficiente de arrasto atmosférico. Resultando em uma variabilidade nos parâmetros atmosféricos, como a convergência do fluxo de umidade e a intensidade dos ventos (Yu *et al.*, 2015).

São diversos os impactos acarretados pela degradação ambiental em regiões semiáridas. Conforme, Chen *et al.* (2022), a degradação dessas áreas pode variar quanto a fatores ambientais, topográficos, hidrológicos, geográficos e do tipo de solo. Segundo o autor, cerca de 60% do território do Irã encontra-se em condições de clima semiárido e árido. Dos quais, aproximadamente 100 milhões de hectares dessas áreas são vulneráveis a desertificação.

Em regiões semiáridas do México, Bocerril-Piña *et al.* (2015), evidenciou de 1993 a 2011 uma redução, em média, de 65 km² de área florestada. Os corpos d'água tiveram uma redução de 30% devido as severas estiagens ocorridas nas duas décadas. O estudo em questão, constatou a ação antrópica como a principal força motriz do processo de desertificação da região, quando comparados a outros fatores como a vegetação, solo e clima. Contudo, o autor afirma que a redução no índice de vegetação (IV), não é suficiente como indicador de desertificação. Visto que está também flutua ao longo dos anos de acordo com fatores fenológicos e variações pluviométricas naturais, havendo a necessidade de um estudo temporal do IV.

Na Nigéria, o desmatamento desenfreado, principalmente de regiões semiáridas, tem propiciado uma ampliação da área de deserto. De acordo com Azare *et al.* (2020), entre os anos de 1990 e 2005 o país perdeu 35,7% de sua cobertura vegetal. Atualmente, cerca de 350.000 hectares de terras entram em processo de desertificação por ano. A degradação ambiental no país, em parte resultantes de práticas agrícolas insustentáveis, agravou problemas como a erosão do solo, perda de biodiversidade, variação no padrão de chuvas, elevação na temperatura, inundações e insegurança alimentar.

De mesmo modo ocorreu na Romênia, país localizado no sudoeste europeu, onde estudos avaliando o período entre 1984 e 2011 indicaram que 29,36% do território do país (7 milhões de hectares) encontra-se afetada por algum risco de desertificação. Das terras

agricultáveis, essa estimativa alcança o total de 40%. Estes processos de aridificação são intensos no país, especialmente na área nomeada “O Saara Olteniano”. Sendo grande parte decorrente do desmatamento, da agricultura insustentável e de períodos recorrentes de secas (Voroventii, 2017).

No século passado, a degradação ambiental de zonas áridas da China acelerou o índice de insustentabilidade ambiental do país. Tornando-o um dos mais alarmantes do mundo, especialmente em termos da taxa de desertificação na região norte do país. Salienta-se que o índice pluviométrico dessas regiões na China corresponde a 400 mm, cerca de metade do índice do semiárido brasileiro.

Na China, instigado pelo crescimento populacional e a necessidade de alimento, durante os anos de 1990 a 2010 fora estimado que 33.369 km² do território havia sido convertido em terras agrícolas. Esta mudança no uso da terra ocorreu excepcionalmente em zonas áridas e semiáridas que compõem cerca de 47% do País.

Entretanto, não diferente dos estudos citados anteriormente, a degradação ambiental resultante do desmatamento no país, sucedeu significativos impactos ecológicos como a salinização de aproximadamente 13.580 km². Ao passo que o montante de área desertificada correspondia a 2,6 milhões km² e a área de desertificação arenosa 17 milhões de km². Tem-se que esses impactos ambientais geraram a China um custo econômico de 650 milhões de dólares por ano. (Mao *et al.*, 2018; Cao *et al.*, 2018).

Contudo, diante da magnitude dos impactos, o governo chinês desenvolveu projetos ecológicos voltados na recuperação destas áreas. Implementando programas de proteção e reflorestamento de áreas áridas e semiáridas do país. Tendo como estratégia o combate da desertificação por meio do desenvolvimento econômico.

Tal investimento custou cerca de 1 bilhão de dólares de 1978 a 2007, requerendo a cooperação multidisciplinar de cientistas, empresas privadas, população atingida e, não menos importante, o governo que atuou desenvolvendo projetos legislativo e políticas que orientasse os esforços coletivos e garantisse a cooperação dos mesmos (Cao *et al.*, 2018).

Como resultados desses esforços, a cobertura vegetal dessas áreas aumentou de 4% em 2000 para 7,6% em 2014. Além de propiciar a expansão de cultivos como a melancia, em que a área de produção aumentou em mais de 10.000 hectares anualmente.

Assim como, o cultivo de fitoterápicos que anteriormente eram consideradas daninhas, gerando um benefício de 4,8% e 8,2% do PIB da região em 2001 e 2010, respectivamente. Desse modo, os resultados promissores obtidos pela China podem inspirar e beneficiar outros países que atualmente enfrentam problemas similares, especialmente as regiões que apresentam desafios ambientais e socioeconômicos, como no caso do semiárido brasileiro (Cao *et al.*, 2018, Agarwala, 2022).

Outro problema recorrente em regiões áridas é a degradação da qualidade do solo por meio da salinização secundária. Resultante, principalmente, do manejo inadequado da irrigação, da contaminação química e do desmatamento. Este tipo de salinização é caracterizado pela presença de níveis elevados de sais nas camadas mais superficiais do solo e ocorre sobretudo pela ascensão do lençol freático. No qual, propicia a evaporação da água, concentrando, por sua vez, um elevado acúmulo de íons nos horizontes superficiais do solo. Existindo, desse modo, diversos fatores que resultam nessa salinização. Dos quais, a profundidade rasa das águas subterrâneas, elevado teor salino na água de recarga, cultivos não condizentes com as características da região, irrigação mal manejada e a ausência de sistema de drenagem (Li *et al.*, 2016; Cao *et al.*, 2020).

Para a Wu *et al.* (2013), a degradação destes solos por meio da salinidade é influenciada por fatores naturais e, principalmente, por fatores antrópicos. O autor ressalta que a irrigação destes solos deve ser elaborada de modo que os sais acumulados possam ser lixiviados para camadas mais profundas através da percolação. Atentando-se, a possível evaporação da água subterrânea, bem como o nível de profundidade e a qualidade da água de recarga.

Na Tunísia, por exemplo, a combinação de fatores como a qualidade de água e o seu manejo inadequado na agricultura afetou significativamente o meio, implicando na degradação dos recursos do solo. Neste país, cerca de 50% das terras agrícolas irrigadas são consideradas altamente sensíveis e propensas à salinização. Levando pesquisadores a intensificarem o desenvolvimento de tecnologias que revitalizem o solo. Estudos provaram que, em regiões da Tunísia onde o nível de salinidade encontrava-se bastante elevado, a drenagem atrelada a irrigação manejada propiciou uma redução da condutividade elétrica do lençol freático de 18,3 dS.m⁻¹ para 6,6 dS.m⁻¹ (Bouksila *et al.*, 2013).

De acordo Ibrahim *et al.* (2014), a redução da taxa de evaporação do solo, através da conservação da cobertura vegetal ou aplicação da cobertura morta, em conjunto com o manejo sustentável da irrigação e drenagem, pode resultar em uma redução significativa da concentração de sais presentes no solo de regiões áridas. Isto ocorre, pois, a presença da cobertura vegetal intercepta a radiação solar, diminuindo a temperatura do solo e reduzindo a ascensão capilar das águas salinas, evitando, deste modo, a concentração desses íons no solo.

Na Hungria, aproximadamente 400.000 hectares de regiões semiáridas foram gravemente atingidos pela salinização secundária. No decorrer das décadas de 1980 e 1990, 30% das terras agrícolas do país já havia detectado problemas quanto a salinidade. Atualmente, pesquisas elaboradas no país, desenvolvem meio para mitigar o efeito nocivo da salinização secundária e melhorar a estrutura do solo. Obtendo resultados satisfatórios utilizando condicionadores, que são compostos de origens diversas, capazes de alterar as propriedades químicas e físicas da zona radicular (Garcia *et al.*, 2020; Zsembeli *et al.*, 2019).

Os impactos gerados pela exploração insustentável e pela imposição de práticas não condizentes com regiões áridas e semiáridas também foram documentados em outros países como Índia, Quênia, Turquia, Líbano, Tunísia, Argentina, Marrocos, dentre outros. No qual, foram reportados aumento no processo de desertificação e intensificação da pobreza (Mwenzwa, 2017; Dutta *et al.*, 2015; Ahsan, 2020, Çaliscan *et al.*, 2017, Kamel *et al.* 2015, You *et al.*, 2016 e Giménez *et al.*, 2016, Niedrist *et al.*, 2021, Sefiani *et al.*, 2019).

Salienta-se que problemas decorrentes da degradação ambiental extrapolam regiões com algum nível de aridez. Em 2014 a desertificação já afetava 110 países em todos os continentes do globo, atingindo uma população superior a um bilhão de habitantes, gerando um custo anual estimado de 42 bilhões de dólares (Marinica, 2014). Estima-se que 24 bilhões de terras agricultáveis são degradadas pela erosão por ano e cerca de 5% do valor da produção agrícola. Assim como, supõe-se que aproximadamente 340 bilhões de euros, é perdido em decorrência da desertificação e da seca que torna as terras improdutivas ou limitadas (Vorovencii, 2017).

4.3 SENSORIAMENTO REMOTO

Sensoriamento remoto é um termo cunhado no início dos anos de 1960. Tido como uma das mais bem sucedidas tecnologias de coleta automática de dados, no monitoramento e levantamento de recursos terrestres em escala global. Sua origem deve-se ao espetacular desenvolvimento da área espacial iniciada em meados do século XX. No qual, o desenvolvimento de foguetes lançadores de satélites, possibilitou o envio de satélites artificiais para diferentes finalidades. Tendo como pioneiro os satélites meteorológicos.

Historicamente, o termo Sensoriamento Remoto foi designado como forma de traduzir de maneira resumida o desenvolvimento de novas tecnologias e instrumentos capazes de obterem imagens da superfície terrestre a distâncias remotas. Atualmente, de acordo com Meneses (2012) pode-se definir Sensoriamento Remoto como uma ciência que visa o desenvolvimento da obtenção de imagens da superfície terrestre por meio da detecção e medição quantitativa das respostas das interações da radiação eletromagnética com os materiais terrestres.

Conforme o autor, tal definição é regida de acordo três preceitos. A exigência, no qual deve-se haver um a ausência de matéria no espaço entre o objeto e o sensor. A consequência, em que a informação do objeto é possível de ser transportada pelo espaço vazio. E o processo, definido pela radiação eletromagnética como única forma de energia de gerar o transporte de informações entre o objeto e o sensor.

Embora haja uma forte correlação entre o Sensoriamento Remoto, o desenvolvimento de satélites e à pesquisa espacial. As fotografias aéreas podem ser enquadradas como o primeiro produto de sensoriamento remoto utilizado. Considerando-se a fotogrametria e a fotointerpretação como antecessores a definição de Sensoriamento Remoto e a consolidação da mesma como ciência (Flávia, 2014).

Desse modo, embora exista uma concepção errônea, o sensoriamento remoto é considerado quando há imagens obtidas por satélites. Haja vista, que esses equipamentos, apesar de não terem sido o início do sensoriamento remoto, foi a força motriz na disseminação da ciência. Parte disso, deve-se ao livre acesso as imagens de alguns satélites, além do fornecimento de materiais com variadas informações e de bastante precisão com o objeto.

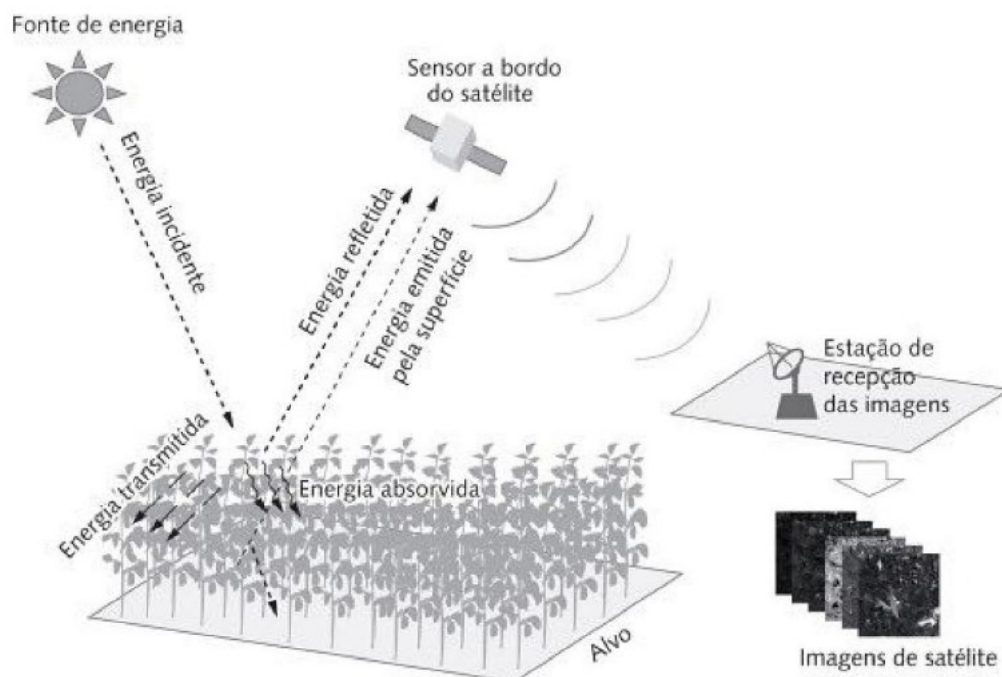
Nesse contexto, Jansen (2017), citado por Formaggio & Sanches (2017), apresenta uma definição inclusiva. No qual conclui que o sensoriamento remoto é o registro da informação das regiões do ultravioleta, visível, infravermelho e micro-ondas do espectro eletromagnético, sem contato, por meio de instrumentos tais como câmeras, escâneres, lasers, dispositivos lineares e/ou matriciais localizados em plataformas como aeronaves ou satélites, e a análise de informação adquirida por meio visual ou processamento digital de imagens.

Assim, diante das possibilidades inerentes das imagens orbitais. Foi desenvolvido, no ano de 1972, o Programa Landsat. Tendo como enfoque principal a captação de imagens dos recursos naturais terrestres. Com o desenvolvimento contínuo dos satélites, o programa aprimorou a qualidade dos produtos gerados. Havendo, até o momento de escrita deste trabalho, o lançamento e a operação de 8 satélites do programa Landsat. Tornando-se uma excelente fonte de dados em análises ambientais, bem como, em análises temporais, além de ser disponibilizados gratuitamente (Xavier, 2014).

As atualizações que ocorram no Programa Landsat, assim como em outros satélites, decorrem do melhoramento e sofisticação dos sensores neles acoplados. De modo, a se obter medições das quantidades de energia eletromagnética refletida ou emitida em melhor qualidade e com informações cada vez mais precisas.

Assim, as imagens empregadas no sensoriamento remoto são provenientes da interação de uma fonte de energia que incide sobre um determinado objeto terrestre. No qual, parte dessa energia é absorvida, transmitida e refletida. A energia refletida é captada pelos sensores a bordo de satélites, que, por sua vez, transmitem para estações de recepção e assim são distribuídas para os usuários.

Figura 5: Esquema ilustrativo da obtenção de imagens de sensoriamento remoto



Fonte: Formaggio & Sanches, 2017.

Assim os dados do Sensoriamento Remoto e as técnicas de geoprocessamento, possibilitaram o emprego da ciência em diversas áreas. Atualmente, é utilizada na agricultura, no meio ambiente, em estudos de temperatura, altimetria, solos, dentre tantos outros que existem. Assim como, as áreas que ainda estão em desenvolvimento e pesquisa.

4.4 PROCESSAMENTO DIGITAL DE IMAGENS

Com o aprimoramento do Sensoriamento Remoto, foram desenvolvidos vários procedimentos, dos quais o Processamento Digital de Imagens (PDI). Podendo ser definido como um método fundamentado na utilização de técnicas de sensoriamento remoto através de procedimentos de fotointerpretação e fotoanálise. Visando a observação de atributos fisiográficos, como as características geomorfológicas, geológicas e pedológicas de uma determinada área.

No Processamento Digital de Imagens são empregados softwares, de modo que resulte em mapas temáticos capazes de transparecer as informações antes contidas e codificadas em imagens de satélite. De acordo com Machado *et al.* (2022), o constante desenvolvimento do PDI possibilitou a análise de imagens digitais com diferentes

resoluções espaciais, empregando a ferramenta para conhecer a dinâmica do uso e cobertura da superfície terrestre.

Para Meneses & Sano (2012), a classificação de imagens resultantes do PDI, permite transformar uma imagem numérica multiespectral, constituída por diferentes bandas, em uma carta temática. No qual, é possível estudar a superfície terrestre com o agrupamento e identificação de objetos segundo suas características temporais, espaciais e espectrais. Para isso, atribui cada pixel da imagem a uma determinada classe ou categoria previamente definida.

Basicamente, o processo inicia-se através dos satélites, No qual, munidos de variados sensores captam informações periódicas de uma determinada área. Esses dados de imagens consistem em informações espectrais, no qual é gerado uma calibração radiométrica resultando em uma reflectância para cada banda da imagem. Desse modo, cada pixel da imagem tem seus dados convertidos em unidades de radiância (radiância espectral monocromática). Ressalta-se que a radiância representa a energia solar refletida por cada pixel. Por unidade de área, tempo, ângulo sólido e comprimento de onda (Bezerra *et al.*, 2023).

Desse modo, a depender do estudo que se deseja realizar, são utilizados banda espectrais específicas, de acordo com o tipo de sensor que esteja trabalhando. Por exemplo, com a as bandas espectrais do sensor *Thematic Mapper -TM/ Landsat – 5 a 7* e do sensor *Operational Land Imager - OLI /Landsat 8* é possível variadas aplicações (Tabela 6).

Tabela 6: Bandas espectrais do sensor TM/ Landsat – 5 a 7 e do sensor OLI /Landsat

Sensor	Bandas	Faixa Espectral (μm)	Resolução	Aplicações
Thematic Mapper -TM/ Landsat – 5 a 7	1	0,45 - 0,52 (azul ou <i>Blue</i> - B)	30 m	Mapeamento de águas costeiras, diferenciação entre solo e vegetação, e entre vegetação conífera e decídua
	2	0,52 - 0,60 (verde ou <i>Green</i> - G)		Mapeamento de vegetação e qualidade d'água
	3	0,63 - 0,90 (vermelho ou <i>Red</i> - R)		Absorção da clorofila, diferenciação de espécies vegetais, área urbana, uso do solo agrícola, qualidade d'água
	4	0,76 - 0,90 (infravermelho próximo ou <i>near infrared</i> - NIR)		Delimitação de corpos d'água, mapeamento geomorfológico, geológico,

				áreas de queimadas, áreas úmidas, agricultura e vegetação
	5	1,55 - 1,75 (infravermelho médio)		Uso do solo, medidas de umidade de vegetação, diferenciação entre nuvem e neve, agricultura e vegetação
	6	10,40 - 12,50 (infravermelho termal)	120 m	Mapeamento de estresse térmico em plantas, correntes marinhas, propriedades termais do solo e outros mapeamentos térmicos
	7	2,08 - 2,35 (infravermelho médio)	30 m	Identificação de minerais mapeamento hidrotermal
sensor Operational Land Imager - OLI / Landsat 8	1	0,43 - 0,45 (azul costeiro)		
	2	0,45 - 0,51 (azul)		Mapeamento de águas costeiras, diferenciação entre solo e vegetação, e entre vegetação conífera e decídua
	3	0,53 - 0,59 (verde)		Mapeamento de vegetação e qualidade d'água
	4	0,64 - 0,67 (vermelho)		Absorção da clorofila, diferenciação de espécies vegetais, área urbana, uso do solo, agricultura e qualidade d'água
	5	0,85 - 0,88 (infravermelho próximo)	30 m	Delineamento de corpos d'água, mapeamento geomorfológico, geológico, áreas de queimadas, áreas úmidas, agricultura e vegetação
	6	1,57 - 1,65 (infravermelho médio)		Uso do solo, medidas de umidade de vegetação, diferenciação entre nuvem e neve, agricultura e vegetação
	7	2,11 - 2,29 (infravermelho termal)		Mapeamento de estresse térmico em plantas, correntes marinhas, propriedades termais do solo e outros mapeamentos térmicos
	8	0,50 - 1,68 (pancromática)	15 m	-
	9	1,36 - 1,38 (Cirrus)	30 m	-

Fonte: Soares Filho (2000) e <http://www.engesat.com.br/imagem-de-satelite/landsat-8/>

Nos estudos ambientais, o procedimento mais recorrente no PDI é o Índice de Vegetação -IV; sendo o mais difundido no âmbito da pesquisa o Normalized Difference Vegetation Index – NDVI ou Índice de Vegetação da Diferença Normalizada – IVDN. Cientistas de diversas áreas estão em anuência quanto a confiabilidade do PDI, evidenciando a adequação no uso do IVDN no monitoramento espaço-temporal da

vegetação de regiões, independente de suas particularidades (Bezerra *et al.*, 2018; Ostovari, 2019, Perreira *et al.*, 2020; Measho *et al.*, 2019; Bousbih *et al.*, 2018; Karthikeyan *et al.*, 2020; Kalantar *et al.*, 2020; García-Llamas *et al.*, 2019).

A aplicação destas técnicas tem grande potencial, visto a sua maior fidedignidade e precisão, além de ser um mecanismo prático, eficiente, de conclusões rápidas e de baixo custo. Ressalta-se que além do IVDN, existem outros IV, que diferem quanto a sua finalidade (Tabela 7).

Tabela 7: Alguns Índices de Vegetação (IV) comumente utilizados. Onde RNIR é a banda do infravermelho próximo, RR a banda do vermelho, RG a banda do verde, RB a banda do azul

Descrição	Índice	Referência
Características Estruturais		
SR (<i>Simple Ratio</i>)	$SR = R_{NIR}/R_R$	Birth e McVey (1968)
NDVI (<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>)	$NDVI = \frac{(R_{NIR} - R_R)}{(R_{NIR} + R_R)}$	Rouse <i>et al.</i> (1974)
GRVI (<i>Green-Red Vegetation Index</i>)	$GRVI = \frac{(R_G - R_R)}{(R_G + R_R)}$	Tucker (1979)
SAVI (<i>Soil Adjusted Difference Vegetation Index</i>)	$SAVI = \frac{(R_{NIR} - R_R)}{(R_{NIR} + R_R + L)} \times (1 + L)$	Huete (1988)
SARVI (<i>Soil and Atmospherically Resistant Vegetation Index</i>)	$SAVI = \frac{(1 + L) [(R_{NIR}(R_R - \gamma(R_{NIR} - R_R)))]}{[(L + R_{NIR} + (R_R - \gamma(R_{NIR} - R_R)))]}$	Kaufman e Tanre (1992)
MSAVI (<i>Modified SAVI</i>)	$MSAVI = \frac{1}{2} [2R_{NIR} + 1 - \sqrt{(2R_{NIR} + 1)^2 - 8(R_{NIR} - R_R)}]$	Qi <i>et al.</i> , 1994
RDVI (<i>Renormalized Difference Vegetation Index</i>)	$RDVI = \sqrt{\frac{(R_{NIR} - R_R)}{(R_{NIR} + R_R)}}$	Roujean e Breon (1995)
EVI (<i>Enhanced Vegetation Index</i>)	$EVI = \frac{2,5(R_{NIR} - R_R)}{(1 + R_{NIR} + 6R_R - 7,5R_B)}$	Roujean e Breon (1995)
OSAVI (<i>Optimized SAVI</i>)	$OSAVI = \frac{(1 + 0,16)(R_{NIR} - R_R)}{(R_{NIR} + R_R + 0,16)}$	Huete <i>et al.</i> (1997)
MSR (<i>Modified SR</i>)	$MSR = \frac{(R_{NIR} - R_R) - 1}{\sqrt{1 + (R_{NIR} + R_R)}}$	Rondeaux <i>et al.</i> , 1996
Propriedades Bioquímicas		
SIPI (<i>Structural Insensitive Pigment Index</i>)	$SIPI = \frac{(R_{NIR} - R_B)}{(R_{NIR} + R_R)}$	Peñuelas <i>et al.</i> , 1995
GARI (<i>Green Atmospherically Resistant Vegetation Index</i>)	$GARI = \frac{(R_{NIR} - [R_G - \gamma(R_B + R_R)])}{[R_{NIR} + (R_R - \gamma(R_B - R_R))]}$	Gitelson <i>et al.</i> , 1996
TVI (<i>Triangular Vegetation Index</i>)	$TVI = \frac{1}{2} [120(R_{NIR} - R_G) - 200(R_R - R_G)]$	Broge e Leblanc (2001)
GCI (<i>Green Chlorophyll Index</i>)	$GVI = \left[\frac{R_{NIR}}{R_G}\right] - 1$	Gitelson <i>et al.</i> , 2003

MCARI1 (<i>First Modified Chlorophyll Absorption Ratio Index</i>)	$MCARI1 = 1,2[2,5(R_{NIR} - R_G) - 1,3(R_{NIR} - R_G)]$	Haboudane <i>et al.</i> (2004)
MCARI2 (<i>Second Modified Chlorophyll Absorption Ratio Index</i>)	$MCARI2 = \frac{1,2[2,5(R_{NIR} - R_R) - 1,3(R_{NIR} - R_G)]}{\sqrt{(2R_{NIR} + 1)^2 - 0,5 - 6(R_{NIR} - 5\sqrt{R_R})}}$	Haboudane <i>et al.</i> (2004)
Índices baseados nas Bandas do Visível (R, B, G)		
ExG (<i>Excess Green</i>)	$ExG = 2 \times G - R - B$	Wöbbecke <i>et al.</i> (1995)
NGRDI (<i>Normalized Green Red Difference Index</i>)	$NGRDI = \frac{(G - R)}{(G + R)}$	Tucker (1979)
VARI (<i>Visible Atmospherically Resistant Index</i>)	$VARI = \frac{(G - R)}{(G + R - B)}$	Gitelson <i>et al.</i> (2002)
CIVE (<i>Color Index of Vegetation</i>)	$CIVE = 0.441R - 0.881G + 0.385B + 18.78745$	Kataoka <i>et al.</i> (2003)

Fonte: Shiratsuchi *et al.* (2014); Silva (2020)

4.5 USO CIENTÍFICO DO ÍNDICE DE VEGETAÇÃO

Demasiados são os campos no qual o IV é empregado, principalmente utilizando-se do IVDN. Kumar *et al.* (2022), aplicando técnicas de SR e utilizando o IVDN, avaliaram com precisão as modificações resultantes da atividade antrópica numa área de 1.083,25 km² do estado de Anantapur na Índia. Os resultados indicaram que a área desertificada já corresponde a 13,62% do território. Enquanto áreas degradadas, com vegetação, corpos d'água e terrenos urbanos ocupavam 48,91%, 27,34%, 1,71% e 8,29%, respectivamente. De acordo com o autor, essas ferramentas podem ser utilizadas para estudos de monitoramento da degradação, no desenvolvimento de pesquisas, planejamento e formulação de políticas que possibilitem o desenvolvimento agrícola sustentável de regiões semiáridas.

Machado *et al.* (2018), estudaram a evolução temporal e a intensidade com qual ocorreram os processos antropogênicos na vegetação nativa da Bacia Hidrográfica do Rio Corrente (1.887,24 km²) no Piauí- Brasil entre o período de 1985 a 2010. A metodologia utilizada na pesquisa considerou o índice de vegetação IVDN na construção de uma análise espaço-temporal da expansão de áreas agrícolas. O que evidenciou o aumento da degradação decorrente da utilização inadequada dos recursos.

De acordo com a pesquisa, apesar da ocupação da Bacia do Rio Corrente ser recente, no ano de 2010 aproximadamente 50% do território da bacia (921,08 km²) havia

sofrido interferência antrópica. Entre 1985 e 2010, cerca de 464,82 km² de mata nativa achava-se degradada. Embora a relevância e precisão deste trabalho, o autor enfatiza a necessidade de mais pesquisas utilizando essas técnicas para que ocorra um refinamento da metodologia, tornando-a mais precisa de forma que evite interpretações errôneas.

De maneira similar, porém em território menor, Fonseca (2017), mapeou e avaliou a dinâmica espectro-temporal da cobertura vegetal na área do Parque Nacional do Catimbau - Pernambuco (cerca de 623 km² de área) e suas possíveis relações com as mudanças climáticas, no período de 2003 a 2016. Assim, através da análise de imagens, o autor caracterizou a expansão de fatores de riscos ambientais, indicou os potenciais fatores contribuintes, além de propor soluções para a degradação vegetal da área.

Utilizando-se de metodologia similar, com dados obtidos no IVDN, Francisco *et al.* (2015), avaliaram a distribuição da vegetação em classes de declividade como análise de subsídio de degradação do bioma Caatinga no município de Soledade- Paraíba com área territorial de 530,16 km². Chegando a dados de precisão aceitáveis de índices que retratam a recuperação da vegetação e o grau de densidade (esparso, transição e denso). Indicando, por sua vez, que a utilização de técnicas SIG podem inferir em resultados satisfatórios com precisão e rapidez.

Moraes *et al.* (2021), ao analisarem a aplicação de indicadores de IV na caatinga da microbacia do Alto Ipanema, Pernambuco - Brasil. Constatou serem bons indicativos na identificação de áreas mais suscetíveis à processos degradativos, como a desertificação, erosão e desmatamento. Os resultados da pesquisa, evidenciaram a adequação no uso do IVDN no monitoramento espaço-temporal do bioma. Sendo posto como um mecanismo prático, eficiente, de conclusões rápidas e com baixo custo, oportunizando a tomada de decisões e auxiliando na preservação da região.

Em um comparativo de dados IVND obtidos por meio de sensores distintos, OLI - Satélite Landsat 8 e MSI- Satélite Sentinel 2, em região semiárida compreendendo parte do território da bacia hidrográfica do Rio Moxotó. Bezerra *et al.* (2018), em análise dos dados, constatou que apesar das diferenças espectrais e espaciais o uso do IVND mostrou bons resultados estatísticos entre as bandas comparadas. O autor, assim como outros supracitados, indicou que o uso de tais técnicas tem grande potencial de uso. Assim como, as pesquisas desenvolvidas com esse sensor contribuem substancialmente para o

monitoramento e gestão dos recursos ambientais, com maior fidedignidade e precisão dos alvos.

Ostovari *et al.* (2019), aplicaram dados de IVDN e análise multicritério na tomada de decisão da aptidão de terra para o cultivo da canola, visando a caracterização dos solos para projeções de sistemas de uso, manejo mais sustentáveis e do potencial produtivo da cultura no solo. Os resultados apontaram que uma área de 420,8 ha da região semiárida do Irã era de alta aptidão para o cultivo da cultura (S1), enquanto 21.940,2 e 6.104,0, ha indicaram ser de aptidão moderada (S2) e marginalmente adequada (S3), respectivamente. Faixas de terra correspondendo a 20.584,4 e 492,1 hectares da região foram classificadas como atualmente impróprios (N1) e permanentemente impróprios (N2) para a produção de canola. Para os autores, indicativos como esses podem ser cruciais na tomada de decisões na implantação de cultivos em consonância com a aptidão do solo e da região.

Pereira *et al.* (2020), através de SR, desenvolveram estudos objetivando a análise e caracterização das diferentes classes de cobertura vegetal na cidade de Taperoá - Paraíba. A pesquisa constatou a presença de classes de vegetação densas, esparsas semidensas, solo esparsos e solo exposto. Assim como, a redução da vegetação nas respectivas áreas. Além disto, o método possibilitou a observação laminar do processo erosivo ocorrido no município, apontando a presença de ravinas, sulcos e voçorocas. Com o estudo, os autores afirmam que as causas da significativa retração da vegetação são frutos de atividades de exploração da pecuária extensiva, bovina e caprina.

Measho *et al.* (2019), mediante técnicas geospaciais, exploraram a dinâmica espaço-temporal da vegetação em regiões semiáridas da Eritreia, país localizado no nordeste do continente Africano, em resposta ao clima no período de 2000 a 2017. Com base na análise de dados IVDN, o estudo confirmou uma elevada correlação entre a degradação vegetal com o aumento das condições de seca no país. Para o autor, áreas com vegetação esparsa tendem a sofrer danos mais severos em períodos de estiagens além do crescimento significativo nos padrões de aridez.

Para Bezerra *et al.* (2017), com a utilização de índices IVDN é possível identificar com precisão, não apenas as áreas de cobertura vegetal. Como também, as variações no comportamento temporal do ambiente e a intervenção antrópica no meio. De modo a favorecer informações significativas para o melhor entendimento da área em estudo.

Além do sucesso no emprego do IVND na análise de cobertura vegetal de grandes áreas, estudos indicam, também, ser sustentável o uso na análise de solo e vegetal de pequenas áreas, como faixas de cultivo. Objetivando monitorar o solo por imagens de satélites e obter conhecimento preciso das variações espaço-temporais do teor de água do solo. Bousbih *et al.* (2018), compararam dados de umidade do solo com base na análise de dados IVDN e por meio de análises de campo. O estudo fora efetuado em um cultivo de trigo numa região semiárida da Tunísia e os resultados apontaram um grau de precisão aceitável em dados provindos de sensoriamento remoto. Com um erro quadrático médio inferior a 5% quando comparado com os resultados obtidos por meio da análise de campo.

Em condições semelhantes, Thapa *et al.* (2019), obtiveram êxito na utilização das observações do cultivo de trigo por meio de técnicas geoespaciais em condições semiáridas. No qual, foi utilizado o SR na obtenção de dados de acúmulo de biomassa e senescência foliar sob irrigação e em condições de sequeiro. Os autores afirmam que se trata de um método não destrutivo que fornece informações sobre o desenvolvimento e o estado fenológico da cultura em grandes escalas temporais e espaciais. Capazes de gerar estimativas precisas de fatores que implicam no rendimento da cultura.

Em estudos, Karthikeyan *et al.* (2020), revisaram a utilização de informações de SR na agricultura. Os autores retrataram a aplicação com sucesso do SR no crescimento e rendimento de culturas, perdas de culturas decorrentes de pragas, doenças, acamamento de culturas, estresses bióticos e abióticos. Bem como em aplicações relacionadas à irrigação, que incluem o mapeamento de áreas de irrigação e quantificação de irrigação. Os autores também citam o emprego do SR em questões vinculadas a segurança hídrica, como mapeamentos de qualidade e quantidade da água. Contudo, a pesquisa salienta a necessidade de desenvolver mais estudos e refinar as técnicas de SR, tornando-as mais precisas e de fácil utilização.

Não obstante, pesquisas utilizando de SR no combate e controle de incêndios demonstraram eficiência. Kalantar *et al.* (2020), estudaram através de modelos de aprendizado de máquina com algoritmos de reamostragem em dados de sensoriamento remoto, melhorando e desenvolvendo novas técnicas de previsão e suscetibilidade de áreas a incêndios florestais. García-Llamas *et al.* (2019), utilizaram de dados IVDN na avaliação da capacidade de índices derivados de três sensores distintos na caracterização da degradação decorrentes de queimadas em ecossistemas propensos. O estudo fora

elaborado em uma bacia hidrográfica do mediterrâneo no noroeste da Espanha, numa área de 9.939 hectares. Em geral, o trabalho mostrou bom potencial no emprego do SR; embora, os autores destaquem a necessidade de avaliações em outros cenários.

No Brasil, Chaves *et al.* (2021), estudaram a distribuição espaço-temporal dos focos de calor no cerrado e na caatinga em Minas Gerais utilizando identificadores por sensor orbital. A pesquisa evidenciou a utilidade dos produtos gerados pelos sensores, propiciando, identificar e quantificar os focos de calor, além de avaliar a dispersão espaço-temporal desses fenômenos. Os autores, baseados nos resultados da pesquisa, expressaram satisfação quanto o uso de monitoramento através de SR, enaltecendo a potencialidade da ferramenta como meio de subsidiar o planejamento de medidas para prevenção de incêndios florestais na área.

Bem como, salientam que as informações obtidas dessas análises podem ser combinadas com outros mapas, como exemplo, de capacidade e uso do solo, hidrologia e infraestrutura, ampliando as possibilidades no uso na gestão e no planejamento da região. Destaca-se que esta operacionalização pode favorecer a redução de recursos destinados para a recuperação pós-eventos degradantes e tornar mais eficientes a implantação de medidas de combate e mitigação de alguns fenômenos.

Assim, em regiões semiáridas, a utilização de IV podem propiciar mecanismos para formulação de ferramentas e técnicas que contribuam com o desenvolvimento econômico e a gestão sustentável dos recursos hídricos dessas regiões. Visto que já são empregadas em diversas áreas, evidenciado pelas pesquisas supracitadas no discorrer do presente texto.

5 METODOLOGIA

A metodologia utilizada nesta pesquisa baseia-se no uso de ferramentas do geoprocessamento para o monitoramento ambiental, a qual tem por objetivos, aplicar o NDVI na elaboração de um estudo espaço temporal, para classificar a degradação ambiental, assim como, a cobertura vegetal da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Piancó no sertão paraibano em um período de 30 anos.

Seguindo as etapas:

- I. Análise bibliográfica da Área de Estudo, a Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Piancó;

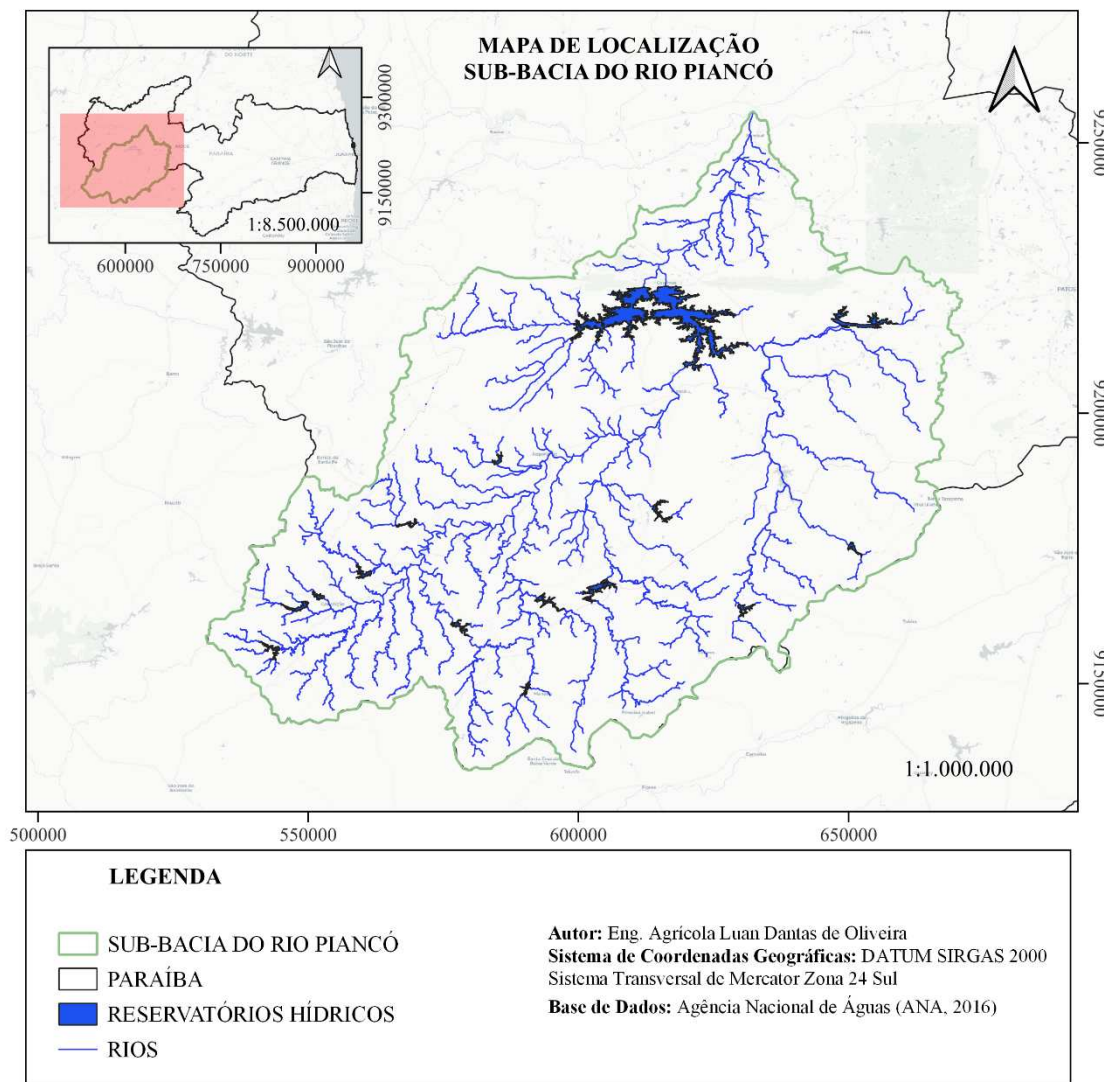
- II. Aquisição das Imagens, por meio do site USGS;
- III. Processamento das Imagens e aplicação dos IV;
- IV. Análise da Degradação Ambiental;
- V. Análises dos dados da plataforma SIDRA;
- VI. Análises dos dados de precipitação da AESA;
- VII. Estudo da erodibilidade da Sub-Bacia;
- VIII. Observações de Campo;

5.1 LOCAL

O presente estudo fora desenvolvido na Sub-Bacia do Rio Piancó (Figura 5), localizada no estado da Paraíba – Brasil, precisamente na região sudoeste do estado, entre as coordenadas 6°44'24'' e 7°51'36'' sul e 37°27'00'' e 38°43'12'' a oeste do Greenwich (Lopes, 2020). A Sub-Bacia do Rio Piancó e compõe à Bacia Hidrográfica do Rio Piancó – Piranhas – Açú. Seu clima é definido com semiárido, caracterizado pelas elevadas temperaturas durante o dia, amenizando no período noturno, com variações médias anuais entre 23 e 30°C, havendo picos ocasionais mais extremos, especialmente durante a estação seca. O regime pluviométrico além de baixo é irregular, com mínimas e máximas correspondente a 180,0 e 1511,8 mm.ano⁻¹, e médias anuais de 751,1 mm.ano⁻¹. A umidade relativa do ar média anual varia entre 64 a 72% e a insolação diária durante o ano alcança uma média de 7,3 a 8,7 h.dia⁻¹ (Souza *et al.*, 2010).

Na presente pesquisa, considerou os municípios que constam com seu perímetro (parcialmente ou completamente) na área que compreende a Sub-Bacia do Rio Piancó. Totalizando 28 municípios; sendo eles: Água Branca, Aguiar, Boa Ventura, Cajazeirinhas, Catingueira, Conceição, Coremas, Curral Velho, Diamante, Emas, Ibiara, Igaracy, Imaculada, Itaporanga, Juru, Manaíra, Nova Olinda, Olho D'água, Pedra Branca, Piancó, Pombal, Princesa Isabel, Santa Inês, Santana de Mangueira, Santana dos Garrotes, São José de Caiana, São José Da Princesa, Tavares (Figura 6). Atinge partes de três microrregiões paraibanas: Sertão de Cajazeiras, Depressão do Alto Piranhas e Serra do Teixeira.

Figura 6: Mapa de localização da Sub-Bacia do Rio Piancó



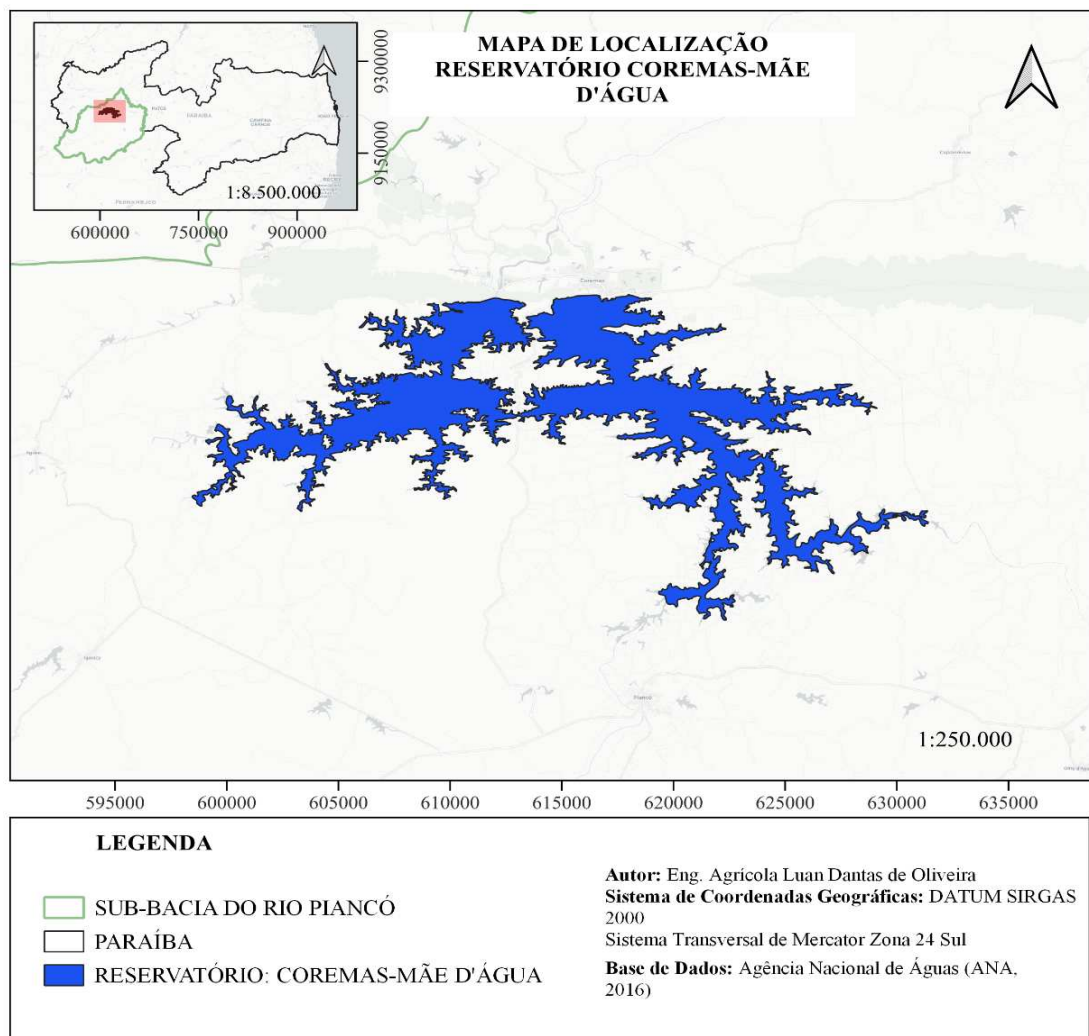
Fonte: Autor (2023)

A vegetação dominante da SBRP corresponde ao bioma Caatinga, predominando árvores de pequeno e médio porte com a presença de arbustos, cactáceas e trechos de florestas caducifólias, típica da caatinga xerofítica e bastante presente no sertão nordestino (Fernandes; Queiroz, 2018). De acordo, Carreiro (2021), a Sub-Bacia encontra-se ocupada por um percentual de 50,86% de vegetação densa, caracterizada pela presença de Caatinga Estépica Florestada e 35,90% de vegetação aberta formada, principalmente, pela presença de Caatinga Hiperxerófila Herbáceo-Arbustiva Espaçados, suas demais áreas são definidas em 12,58% de solo exposto e/ou área desmatada, 0,46% de corpos hídricos e 0,20% de área urbana.

Em resposta aos episódios frequentes de secas, elevadas taxas de evaporação e baixos acumulados pluviais que assolam a região, o fluxo perene da SBRP é assegurado

por dois reservatórios de regularização, ambos construídos pelo DNOCS, sendo eles Coremas e o Mãe D'água. Estes reservatórios estão interligados por meio de um canal vertedor de cota, de modo que formem jusante uma reserva hídrica única, com capacidade máxima de transposição de 12 m³/s, somando uma totalidade máxima de acumulação de 1.159,64 bilhões de m³, sendo a maior reserva hídrica do estado paraibano (Figura 7) (Lima, 2004; SCIENTEC, 1997).

Figura 7: Reservatório Coremas-Mãe D'água



Fonte: Autor (2023)

5.2 AQUISIÇÃO DAS IMAGENS

Para a escolha das imagens fora levado em consideração o período de 10 anos, entre imagens, sendo selecionadas as de melhor resolução, ou seja, com o mínimo de presença de nuvens sobre a área delimitada. Entretanto, não foi possível obter imagens do ano de 2013, haja vista o quantitativo de nuvens, optando-se por empregar imagens do ano de 2014.

Para o estudo espaço-temporal do Índice de Vegetação da degradação da SBRP, fora elaborado mapas utilizando o software de código livre (QGis). Que é um sistema de informação geográfica (SIG) de código aberto licenciado pela Licença Pública Geral – GNU.

As imagens foram adquiridas junto ao site da U.S. Geological Survey - USGS (2023). Enquanto as imagens orbitais serão obtidas através do satélite TM/LANDSAT-5 e satélite OLI/LANDSAT-8. A elaboração dos mapas foi realizada no Laboratório de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Campina Grande.

5.3 OBSERVAÇÕES DE CAMPO

No reconhecimento de campo (Anexo 1), foram identificadas as atribuições ambientais (solo, vegetação, recursos hídricos, relevo, degradação e uso das terras) em diversos e distintos pontos da SBRP. As observações ocorreram no período de estiagem, entre outubro e novembro de 2022. Sendo empregado como meio para subsidiar a fotointerpretação e o processamento digital das imagens, com descrição da paisagem, registros fotográficos, com câmera do celular e drone DJI Mavic, e mapa georreferenciado.

5.4 ÍNDICE DE VEGETAÇÃO

Os Índices de Vegetação – IV, segundo Rêgo *et al.* 2012; Silva, Silva 2021, são baseados em modelos resultante de combinações dos níveis de refletância de imagens, nas bandas do vermelho e infravermelho próximo.

Os índices usados, bem como suas equações, estão descritos na Tabela 8. As bandas espectrais que serão empregadas conforme a equação de cada índice. A cobertura vegetal será classificada em Vegetação Muito Densa, Vegetação Densa, Vegetação Semidensa, Vegetação Rala e Solo Exposto, de acordo com análises dos pixels das imagens.

Tabela 8: Índice de Vegetação baseados em imagens.

Índice de Vegetação	Sigla	Equação	Autor
<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>	NDVI	$C = \left(\frac{(A - B)}{(A + B)} \right)$	VENEZIANI; ANJOS (1982)

Onde: A = banda infravermelho próximo, B = banda vermelho, sendo representado pelas bandas 4 e 3, no satélite Landsat 4-5 Sensor TM e pelas bandas 5 e 4, no Landsat 8 Sensor OLI/TIRS.

A cobertura vegetal foi classificada (Tabela 9) em Vegetação Muito Densa, Vegetação Densa, Vegetação Semidensa, Vegetação Rala e Solo Exposto, de acordo com análises dos pixels das imagens.

Tabela 9. Classificação da Vegetação em: Muito Densa, Densa, Semidensa, Semidensa Rala, Rala e Solo Exposto, com as suas respectivas características.

Classe de Vegetação	Características
Vegetação Muito Densa	Densidade alta a muito alta, porte predominantemente arbóreo e arbustivo.
Vegetação Densa	Densidade alta, porte arbóreo e arbustivo
Vegetação Semidensa	Densidade média, porte predominante arbustivo com exemplares arbóreos.
Vegetação Semidensa Rala	Densidade média, porte predominante arbustivo com pouco exemplares arbóreos espaçados.
Vegetação Rala	Rala, porte predominante arbustivo, espaçados
Solo Exposto	Solos exposto

Fonte: Adaptado de Mores Neto (2009)

O *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) ou Índice de Vegetação da Diferença Normalizada, é um índice de vegetação mais utilizado para processamento digital de imagens; é um indicador utilizado para quantificar e verificar as condições da vegetação consoante com Gameiro *et al.* (2016), cujos valores variam no intervalo de -1 a 1, e menor que 0 para as superfícies que possui água ou nuvens

5.5 ANÁLISE DA DEGRADAÇÃO

A análise da degradação ambiental, foi embasado na metodologia proposta por Moraes Neto (2003), construída a partir dos resultados encontrados nos mapas de classes de cobertura vegetal e observações de campo, discriminado por: moderada muito baixa, moderada baixa, moderada, moderada grave, grave e muito grave (Tabela 9).

Tabela 10: Indicadores para análise dos níveis de degradação ambiental, para classificar em Muito Grave/Grave, Moderado Grave, Moderado e Moderado Baixo.

Indicadores	Características	Níveis de Degradação
Vegetação	Rala, porte predominante arbustivo com poucos exemplares arbóreos.	Muito Grave/Grave
Uso da Terra	Áreas de vegetação nativa intercaladas com áreas de cultura e pastagem/área urbana. Pecuária extensiva e semiextensiva.	
Erosão	Acentuada. Em áreas de relevo plano a suave ondulado predomina a erosão laminar. Em relevo mais declivoso podem aparecer sulcos em alguns pontos ravinas e voçorocas.	
Detritos orgânicos na superfície	Poucos, nas áreas de vegetação nativa.	
Densidade populacional	Média a média alta.	
Vegetação	Densidade média, porte predominante arbustivo com exemplares arbóreos.	Moderado Grave
Uso da Terra	Vegetação nativa, pecuária extensiva.	
Erosão	Moderado, laminar.	
Detritos orgânicos na superfície	Presente em quantidade média.	
Densidade populacional	Média a alta.	
Vegetação	Densidade média, porte predominante arbustivo com exemplares arbóreos.	Moderado
Uso da Terra	Vegetação nativa, pecuária extensiva.	
Erosão	Moderada, laminar, com ou sem a presença de sulcos.	
Detritos orgânicos na superfície	Presente em quantidade média.	
Densidade populacional	Média a alta.	
Vegetação	Densidade alta, porte arbóreo e arbustivo	Moderado Baixo
Uso da Terra	Vegetação nativa, culturas agrícolas, pastos, pecuária extensiva.	
Erosão	Baixa. Laminar. Ausência de sulcos.	
Detritos orgânicos na superfície	Quantidade de média a alta.	
Densidade populacional	Baixa à média.	
Vegetação	Densidade alta a muito alta, porte predominantemente arbóreo e arbustivo.	Moderado Muito Baixo
Uso da Terra	Vegetação nativa.	
Erosão	Ausente.	
Detritos orgânicos na superfície	Quantidades expressivas, presença de gramíneas e herbáceas.	
Densidade populacional	Muito baixa ou nula.	

Fonte: Adaptado Moraes Neto (2003)

5.6 ANÁLISE PRECIPITAÇÃO

Para a análise estatística da pluviometria dos municípios que compõem, parcial ou totalmente, a Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Piancó, utilizou-se a precipitação mensal e anual de cada município, disponível pela Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba – AESA. Esses dados foram submetidos a estatística descritiva, utilizando Excel.

Com a finalidade de analisar a variação mensal da pluviometria e identificar diferenças em relação à climatologia, inicialmente, com os valores mensais pluviométricos (x_i) anual, e assim, calcular a média mensal climatológica (μ_i), por meio da fórmula:

$$\mu_i = \sum_{j=1}^n \frac{x_{ij}}{n} \quad (1)$$

na qual $i=1, 2, 3, \dots, 12$ identifica o mês e $j=1,2,3, \dots, n$ identifica o ano.

Para o Desvio Padrão Mensal (σ_i), admite-se analisar a variabilidade média dos valores da precipitação mensal, considerando um grau de liberdade ($n - 1$), por meio formula:

$$\sigma_i = \sqrt{\sum_{j=1}^n \frac{(x_{ij} - \mu_i)^2}{n - 1}} \quad (2)$$

O Coeficiente de Variação – CV, relação entre desvio padrão e a média pluviométrica, por meio da seguinte formula:

$$CV = \frac{\sigma_i}{\mu_i} \times 100 \quad (3)$$

Conforme os valores de variação do coeficiente de variação, Warrick e Nielsen (1980), a classifica como como baixa (CV 12%), intermediária (12% < CV 60%) e alta variabilidade (CV > 60%).

Foram calculadas a mediana (probabilidade de 50 %), probabilidade de 75 % de ocorrência das chuvas, máximo, mínimo, bem como foram interpretados dados sobre os

valores abaixo de 10 mm, valores acima de 100 mm, valores acima de 50 mm, valores iguais a zero mensal dos meses analisados.

5.7 INDICATIVOS DO CENSO AGROPECUÁRIO

Os indicativos utilizados do Censo Agropecuário de 1995, 2006 e 2017, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, foram coletados da plataforma Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA que disponibiliza dados armazenados do IBGE.

Os dados adquiridos do SIDRA foram, a quantidade de área cultivada e colhida das lavouras temporárias e permanentes, dos anos do censo agropecuário de 1995, 2006 e 2017. Utilizou-se, também, os dados da quantidade de animais criados na pecuária bovinos, ovinos e caprinos. Para a carga animal, fez-se o número de cabeças do rebanho, ou seja, Unidade Animal – UA, dividido pela área (UA/área) de cada município correspondente.

5.8 EROSÃO

Para analisar a perda de solo da Sub-Bacia hidrográfica do Rio Piancó, foi aplicada a Equação Universal de Perda de Solos – EUPS. De acordo com Lanza (2011), a equação foi criada no *Agricultural Research Service* em cooperação com a Universidade de Purdue, equação foi desenvolvida por Wishmeier e Smith em 1965 e 1978, a partir das equações de perda de solo já existentes, e da reunião e interpretação analítica e estatística de dados de perdas de solo e de água. Por meio da seguinte fórmula:

$$A = R \times K \times LS \times CP \quad (4)$$

Onde:

A = perda de solo calculada por unidade de área, em (Mg ha⁻¹);

R = fator de erosividade da chuva (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹)

K = fator de erodibilidade do solo (Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹)

LS = fator topográfico (adimensional);

CP = fator uso e manejo e fator prática conservacionista (adimensional)

Barbosa (2021); Galdino e Weill (2010), descrevem que os fatores como L e S, são aplicados em conjunto, como o fator LS, essa relação é a perda de solo por unidade de área em um declive qualquer em relação à perda de solo correspondente de uma parcela unitária de 25 m de comprimento e 9% de declive, expressa pela formula 5, Wishmeier e Smith em (1965 e 1978):

$$LS = \left(\frac{\lambda}{22,13} \right)^m x [65,41(\text{sen}\theta)^2 + 4,56 \text{sen}\theta + 0,065] \quad (5)$$

Onde:

λ = comprimento da encosta, em metros;

θ = declividade da encosta, em graus;

m = constante dependente da declividade da encosta.

Quanto aos fatores C e P, de acordo com Barbosa (2021), Guimarães *et al.* (2011), Lanza (2011), são fatores de uso e manejo do solo, representa a relação da perda de solo em terreno cultivado em determinado tipo de manejo, e as perdas correspondentes de um terreno mantido continuamente descoberto e cultivado.

Conforme Amaral (2016), os valores de CP utilizados foram: (a) Água: 0; (b) Vegetação Arbórea: 0,004; (c) Vegetação Arbórea-arbustiva: 0,0027; (d) Vegetação Arbustiva: 0,0015; (e) Caatinga: 0,013; (f) Cerrado: 0,042; (g) Cultura: 0,1415; (h) Área Urbana: 0,001; (i) Cana-de-açúcar: 0,001; (j) Solo Exposto: 1; (k) Vegetação Herbácea e Gramíneas: 0,01.

O fator R, segundo Lanza (2011) e Barbosa (2021), é um índice numérico usado para expressar a capacidade erosiva das chuvas em uma área desprotegida, também é expresso por EI. O fator R é uma medida da probabilidade de as chuvas causarem erosão em uma determinada área, expressa pela fórmula 6, de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992):

$$EI = 67,355 \cdot \left(\frac{p^2}{P}\right)^{0,85} \quad (6)$$

Onde:

EI = média mensal do índice de erosividade (MJ mm / ha h)

p = média do total mensal de precipitação (mm)

P = média do total anual de precipitação (mm)

Para a obtenção do fator de erodibilidade, foram utilizados os propostos por Amaral (2016), no qual, considera os tipos de solos e a distribuição espacial do Fator K para cada tipo de solo no Estado da Paraíba.

Tabela 11. Fatores de erodibilidade (Fator K) em relação ao tipo de solo encontrados no Estado da Paraíba.

Tipo de Solo	Área (km ²)	%	Fator K
Afloramento Rochoso	170	0,36	0
Argissolo Vermelho Amarelo	2600	5,49	0,093
Argissolo Vermelho Amarelo	5500	11,61	0,116
Cambissolo	500	1,06	0,121
Espodossolos	320	0,68	0,05
Gleissolos	200	0,42	0,059
Latossolo Vermelho Amarelo	360	0,76	0,078
Luvissolo Crômico	11000	23,22	0,108
Neossolo Litólico	460	0,97	0,113
Neossolo Litólico Eutrófico	19000	40,1	0,127
Neossolo Quartzênico	660	1,39	0,268
Neossolo Rigolítico	2700	5,7	0,091
Neossolo Fluvico	1900	4,01	0,184
Nitossolo	330	0,7	0,123
Planossolos háplicos Eutrófico	480	1,01	0,075
Planossolos Nátrico	1200	2,53	0,122
Vertissolos	0	0	0,113

Fonte: Amaral (2016)

6 RESULTADO E DISCUSSÃO

6.1 PRECIPITAÇÃO

De acordo com a Tabela 10, nota-se que a média anual de unidades de medida de precipitação (mm) corresponde a 818,0. Com valores que alternam de 1.312,4 a 287,3 mm, nos limites máximo e mínimos, respectivamente. Por sua vez, está alta disparidade entre o quantitativo precipitado na SBRP, reflete no aumento do desvio-padrão, resultando em uma variação de 233,2%. Atestando, conforme o período de referência analisado, uma alta variabilidade no total precipitado.

Tabela 12: Pluviometria da Sub-Bacia do Rio Piancó de 1994 a 2022.

Ano	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total
1994	247,2	194,9	210,5	166,3	112,5	107,8	19,6	2,5	2,6	7,9	0,0	54,1	1125,9
1995	72,3	125,8	188,5	241,3	182,0	26,3	28,2	1,7	0,0	1,5	80,7	9,4	959,6
1996	85,9	131,8	220,8	204,5	126,5	35,3	12,9	17,2	4,6	1,6	45,3	25,2	911,7
1997	158,2	54,9	221,6	129,4	105,8	14,9	18,0	13,3	0,0	9,5	43,9	69,3	838,8
1998	97,8	54,2	97,3	92,3	2,0	5,1	11,0	4,3	0,4	0,0	1,2	10,2	375,9
1999	73,5	73,7	227,4	35,2	131,1	4,6	12,0	0,2	0,8	21,5	37,8	78,0	695,9
2000	108,7	196,3	157,3	224,0	38,9	30,4	32,0	24,3	19,9	8,9	0,9	72,9	917,4
2001	24,7	85,3	255,9	52,8	14,7	35,8	11,3	3,6	1,9	32,1	3,8	75,5	597,5
2002	406,3	82,7	181,3	73,2	98,2	33,3	16,1	1,1	1,6	1,9	8,8	33,1	937,5
2003	205,2	144,5	211,3	112,5	34,9	16,9	12,8	4,3	8,7	2,5	19,0	14,9	787,4
2004	461,0	263,5	101,9	46,9	112,6	60,5	23,5	9,7	0,1	0,0	5,8	40,0	1125,5
2005	71,5	75,9	263,7	67,9	56,5	58,4	6,4	9,7	0,2	0,0	0,3	68,2	678,8
2006	4,8	199,0	336,4	259,9	106,6	24,2	12,7	2,3	1,3	17,5	2,7	26,6	994,0
2007	60,6	267,9	116,9	113,0	63,1	12,6	8,2	1,5	0,7	1,4	8,4	10,1	664,3
2008	102,3	184,8	463,3	241,4	146,0	19,6	21,6	6,7	1,1	0,1	0,9	16,2	1204,0
2009	131,7	176,6	142,6	300,0	241,9	24,2	23,4	25,6	1,4	12,6	12,0	56,4	1148,3
2010	140,6	52,2	64,9	153,3	9,5	67,5	7,2	0,3	0,9	95,2	0,9	114	706,6
2011	192,7	214,1	84,2	145,5	144,5	18,5	19,2	7,3	1,1	70,3	25,2	11,9	934,4
2012	44,3	104,3	58,1	35,8	23,3	11,6	2,3	1,2	0,1	0,0	1,8	4,4	287,3
2013	40,8	52,4	170,7	153,7	55,7	72,2	35,6	2,2	0,1	8,9	13,2	108	713,5
2014	51,8	84,2	241,0	144,1	81,4	15,4	24,9	2,9	2,8	16,9	35,9	25,4	726,5
2015	35,6	62,1	229,4	81,1	45,3	27,4	46,6	1,6	0,0	2,2	0,3	25,1	556,9
2016	179,0	68,5	183,7	54,4	37,2	5,6	0,4	0,1	0,6	0,1	0,9	14,0	544,4
2017	43,5	134,9	166,7	153,7	46,6	59,2	36,5	0,7	1,9	0,8	2,4	11,2	658,1

2018	108,2	230,5	120,8	202,0	42,0	0,5	4,4	0,4	3,1	2,7	28,4	78,5	821,5
2019	65,9	202,8	205,0	130,8	101,2	24,4	20,1	4,7	4,1	4,0	36,3	16,2	815,4
2020	133,1	227,2	401,7	216,9	126,1	35,4	10,5	0,0	1,7	1,8	129	29,5	1312,4
2021	40,3	227,1	146,0	199,9	34,4	7,5	24,0	2,4	3,0	34,9	24,2	122	866,0
2022	124,0	138,7	197,1	141,9	84,7	31,4	17,7	5,5	2,3	11,9	20,2	40,7	816,3

	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	ANO
Média anual (mm)	121,1	141,8	195,4	143,9	82,9	30,6	17,9	5,4	2,3	12,7	20,3	43,5	818,0
Mediana anual (mm)	97,8	134,9	188,5	144,1	81,4	24,4	17,7	2,5	1,3	2,7	8,8	29,5	816,3
Máxima anual (mm)	461,0	267,9	463,3	300,0	241,9	107,8	46,6	25,6	19,9	95,2	128,5	122,1	1312,4
Mínimo anual (mm)	4,8	52,2	58,1	35,2	2,0	0,5	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	4,4	287,3
Desvio Padrão	102,8	69,0	90,1	71,6	54,9	24,1	10,7	6,7	3,8	21,4	27,8	33,7	233,2
CV (%)	84,9	48,7	46,1	49,7	66,2	78,7	59,5	123,2	163,7	168,2	136,7	77,5	28,5
Prob. de 75% de ocorrer	43,5	68,5	116,9	67,9	34,9	11,6	8,2	0,7	0,1	0,1	0,9	11,9	658,1
Valores abaixo de 10 mm	1	0	0	0	2	5	6	25	28	20	15	2	104
Valores acima de 100 mm	14	18	25	20	12	1	0	0	0	0	1	3	94
Valores acima de 50 mm	22	29	29	26	18	6	0	0	0	2	2	11	145
Valores igual a 0 mensal	0	0	0	0	0	0	0	1	3	2	1	0	7

Fonte: Autor (2023)

Corroborando com os resultados obtidos por Silva *et al.* (2012), no qual, ao avaliar a variabilidade anual da precipitação no Nordeste brasileiro para o período de 1935 a 2000, obteve expressiva variação nos valores anuais, principalmente, em região semiárida. Estudos, pautados no quantitativo precipitado anualmente em bacias do semiárido, têm indicado expressiva variação nos padrões de precipitação pluviométrica (Diaz, 2016; Silva *et al.*, 2018; Carvalho *et al.*, 2020).

Apesar da variabilidade pluviométrica, no período analisado, a média anual da SBRP mantém-se em concordância com a região no qual está localizada. De acordo com os estudos desenvolvido por Silva (2007), no alto sertão paraibano, região de localização da Sub-Bacia, a média pluviométrica corresponde a aproximadamente 800 mm.

Para Selge *et al.* (2015), ainda que haja inclinações climáticas regionais, as precipitações anuais no semiárido não seguem uma tendência significativa. Podendo, inclusive, ser influenciadas pelas condições locais. Contudo, para o autor, apesar da ocorrência irregular no quantitativo precipitado, há intervalos médios entre períodos de

escassez que variam entre 3,4 e 12,5 anos para anos de seca e de seca severa, respectivamente.

Sousa *et al.* (2023), consideram a estimativa da precipitação e a sua variação anual particularmente desafiadora na região semiárida do Brasil, em decorrência, especialmente, da distribuição espacial variável e periodicidade irregular. O autor, concluiu que os padrões climáticos são altamente imprevisíveis, com curtos períodos de chuva e longos períodos de seca.

De acordo com Sousa *et al.* (2010), há várias variáveis que influenciam nos padrões de ocorrências de um fenômeno no tempo. Contudo, a análise temporal é uma ferramenta importante na busca de periodicidades relevantes do sistema hidrológico. E o entendimento da sua variabilidade espaço-temporal de fundamental importância para o manejo de bacias hidrográficas, principalmente as localizadas no semiárido, uma vez que as mudanças nos padrões pluviométricos afetam a disponibilidade dos recursos hídricos. (Carvalho *et al.*, 2020).

Registros da variação nos índices pluviométricos e da existência e atenuação dos períodos de escassez da região semiárida do nordeste, remontam o período colonial. Contudo, políticas públicas de convivência com o semiárido e suas condições naturais, somente iniciaram após o a Seca de 1877 a 1879. Onde parte significativa da população foi dizimada em decorrência da escassez hídrica (Lima *et al.*, 2018; Rodrigues *et al.*, 2021). Na SBRP, por exemplo, a construção do reservatório de Coremas-Mãe D'água, oficialmente denominado Açude Estevam Marinho, foi executada a partir de 1937. Sendo o maior reservatório da Sub-Bacia e considerada a maior barragem do Brasil até 1960.

Mesmo com a magnitude do reservatório Coremas-Mãe D'água, a região do alto sertão paraibano apresentou, de acordo com Silva & Moura (2018), um total de 503 desastres climáticos sendo 493 por situação de emergência (485 por estiagem e 8 por seca) e 10 decretos por Estado de Calamidade Pública (por estiagem) para o período de 2003 a 2016.

Tais resultados, de acordo com Silva & Moura (2018) sinalizam o baixo grau de resiliência da região frente aos fenômenos naturais de estiagem e seca. Bem como, evidenciam uma maior influência no grau de severidade da estiagem/seca com a distribuição mensal das chuvas do que o quantitativo acumulado durante o ano. Haja vista

que, com base na Tabela X, os anos onde foram reportados desastres climáticos na região apresentou índices pluviométricos que variaram entre os extremos de 1.204 a 287,3 mm.

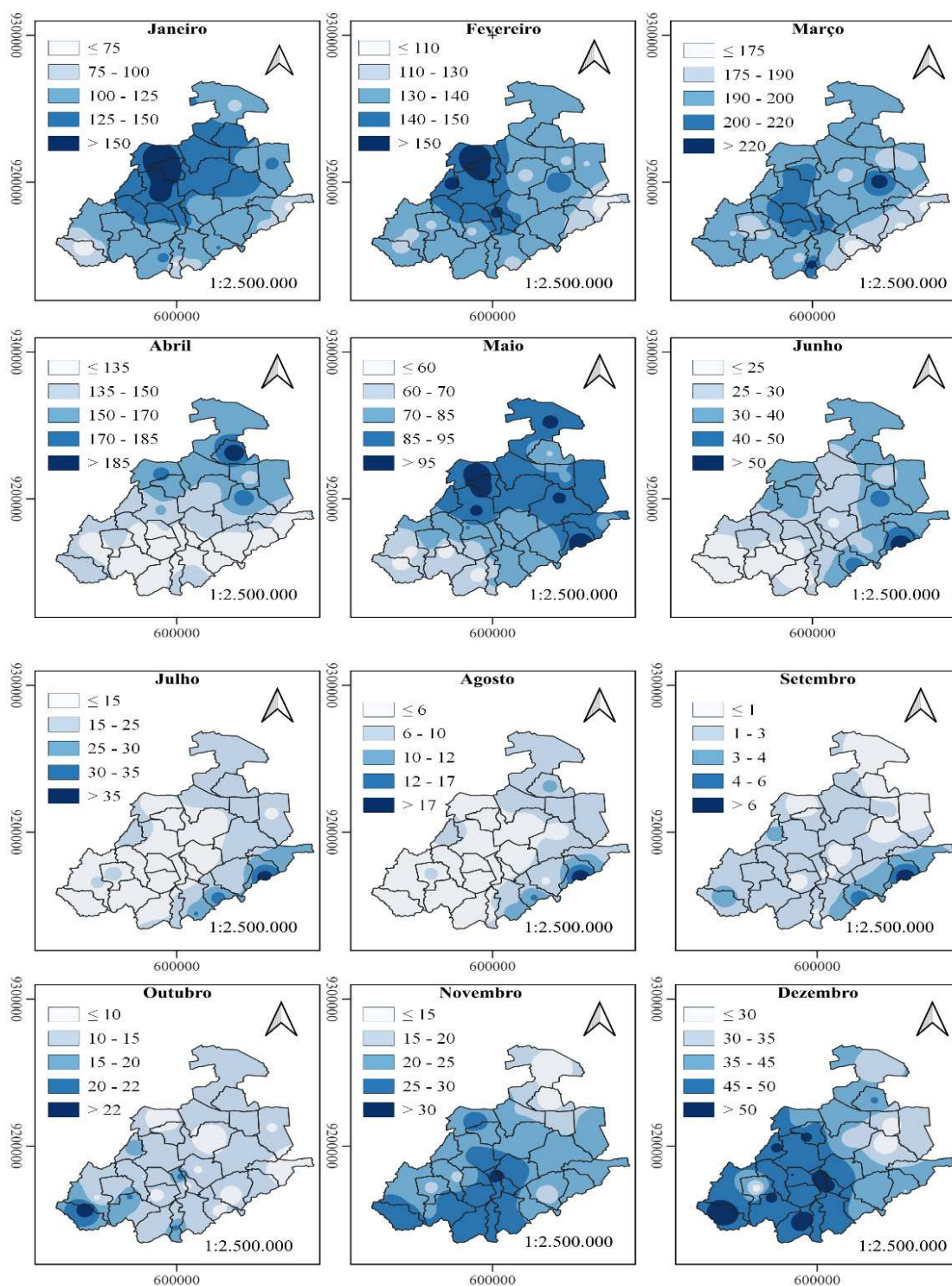
Isto ocorre pois o total pluviométrico do ano, por vezes, não reflete em condições favoráveis. No semiárido nordestino, é típico chuvas torrenciais. Esse modelo de precipitação é caracterizado por chuvas intensas e concentradas em um curto intervalo de tempo. Na SBRP, por exemplo, em análise a Tabela 10, nota-se que o primeiro quadrimestre do ano (Jan/Fev/Mar/Abr) coopera com um total de 73,62% na média pluviométrica anual.

Estudos apontam que chuvas torrenciais, assim como períodos de secas extremas, são fatores agressivos as condições da região semiárida (Marengo, 2008). A elevada intensidade energética desse modelo de precipitação propicia o escoamento superficial do solo. Bem como, oportunizam cenários de enchentes, processos erosivos, além de severos impactos socioambientais para a região (Angelotti *et al.*, 2009; Pinto *et al.*, 2022).

Desse modo, além do quantitativo anual é relevante a análise da distribuição espaço-temporal da precipitação durante os meses. Nascimento (2022), em análise da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba, atestou que valores extremos na precipitação são mais passíveis de ocorrer entre os meses do que em escala anual.

Neste aspecto, de acordo com a Figura 8, nota-se que os índices pluviométricos médios coletados a partir de dados disponibilizados no site da AESA (2023), sofrem uma variabilidade na sua distribuição mensal, no tocante aos 28 anos analisados. O período de maior incidência pluviométrica concentra-se entre Janeiro a Maio, sendo no mês de Março o de maior intensidade. A partir do mês de Junho ocorre uma redução significativa do quantitativo precipitado, iniciando-se o período seco que estende até o mês de Dezembro.

Figura 8: Distribuição pluviométrica da Sub-Bacia do Rio Piancó durante os meses



Fonte: Autor (2023)

Resultados semelhantes foram apontados em caracterização do regime de precipitação da SBRP, utilizando como base de dados informações captadas por sensores acoplados nos satélites para estimar eventos chuvosos (Lopes, 2020). Isso ocorre em função da Sub-Bacia do Rio Piancó está localizada em região semiárida. De acordo com

Marra & Morin (2018), a variabilidade espaço e temporal das precipitações pluviométricas constituem um aspecto relevante no clima da região. Dados resultantes da análise pluviométrica de duas décadas (1970 – 1990), indicam que em regiões semiáridas 70% do ano apresenta déficit hídrico.

A variabilidade desta distribuição é frequentemente analisada e reportado por diversos estudos. No qual, assim como notado na Sub-Bacia do Rio Piancó, mantém as chuvas concentradas em um intervalo de tempo específico. Podendo variar, em termos de quantidade e período, por ação da dinâmica atmosférica, posição geográfica e sistemas meteorológicos (Silva *et al.*, 2018).

De acordo com Moura & Vitorino (2012), a variação tempo-espaço que ocorre na precipitação, assim como em outras variáveis meteorológicas, está atrelada à atuação de fenômenos meteorológicos de diferentes escalas de tempo, que modulados por mecanismos oceano-atmosfera de escala interanual, sazonal e intrassazonal determinam a quantidade e distribuição pluviométrica em regiões tropicais.

A região do nordeste brasileiro, está submetida à influência de fenômenos meteorológicos que resultam em características climáticas exclusivas, diferenciando-a das demais regiões semiáridas em torno do mundo. A variabilidade temporal e espacial do regime pluviométrico do centro norte da região nordeste, onde situa a Sub-Bacia do Rio Piancó, é, em parte, explicada pela influência da Zona de Convergência Intertropical -ZCIT (Lyra *et al.*, 2019).

Podendo ser definida com uma banda de nuvens que circunda a faixa equatorial do globo terrestre. A ZCIT forma-se através da confluência dos ventos alísios do Hemisfério Norte e Sul, resultando em movimentos ascendentes de ar com elevada concentração de vapor d'água. Ao subir a atmosfera, o vapor d'água se condensa dando origem as nuvens que formam uma faixa conhecida por possuir a mais alta taxa de precipitação do Globo Terrestre. Em decorrência à sua estrutura e características, a ZCIT tem se mostrado decisiva na condição climáticas em diversas regiões tropicais sobre os continentes da América do Sul, Ásia e África, influenciando, principalmente, as precipitações (Uvo, 1989, Ferreira, 1996; Alves *et al.*, 2015; Silva *et al.*, 2017).

Nesse aspecto, a sazonalidade de chuvas que ocorrem na Sub-Bacia do Rio Piancó decorre da Zona de Convergência Interpropical (ZCIT). Este sistema meteorológico atua

no sertão paraibano no período entre dezembro a maio com máximas de precipitação durante fevereiro e março, período em que o ZCIT se posiciona mais ao sul (4° Sul). Enquanto, as mínimas pluviométricas acontecem entre junho a setembro, quando a ZCIT desloca-se para o hemisfério norte e posiciona-se climatologicamente entre 4 a 5° Norte (Marengo *et al.*, 2011).

Além da forte influência do ZCIT, estudos apontam que a variação da distribuição do regime pluviométrico, assim como a sua intensidade possa estar associada a fenômenos como o ENOS, especialmente El Niño e La Niña (Silva & Moura, 2018). Morais *et al.* (2022), averiguou ligação entre os eventos climáticos do El Niño e La Niña sobre os dados volumétricos do Açude Coremas-Mãe D'água e da precipitação mensal entre o período de 2013 a dezembro de 2021, mesmo não sendo o único mecanismo responsável pela situação hídrica regional. No qual, de acordo com o autor, em épocas de ocorrência do El Niño o volume precipitado é relativamente menor, em contrapartida na La Niña há chuvas mais intensas e, conseqüentemente, maior captação hídrica do reservatório.

Em contrapartida, Lima *et al.* (2021), afirma que na microrregião do Alto Sertão Paraibano, embora ocorra tendências na precipitação anual e em sua distribuição mensal, elas não alcançam relevância a critério estatístico. O autor, considera que embora possam ocorrer algumas alterações nos padrões globais, estas não são significativas na explicação da variação pluviométrica.

Para Ullah *et al.* (2022), as probabilidades de ocorrência de secas permanecem pouco compreendida. Sendo a sazonalidade de chuvas em regiões semiáridas ligadas, principalmente, a fatores ecológicos, ambientais e sociais. Não sendo detectada ligação óbvia ou sistêmica entre os períodos de secas e sua intensidade com os eventos ENOS.

Contudo, embora não haja, até o dado momento, um consenso científico sobre o impacto dos ENOS na SBRP, é válido ressaltar que as regiões semiáridas apresentam vulnerabilidade às mudanças climáticas. Para Spinoni *et al.* (2015), regiões semiáridas estão mais propensas aos processos de degradação da terra.

Havendo, desse modo, a necessidade de estudos locais que correlacionem as secas com os possíveis impulsionadores dinâmicos do clima. Haja vista que o regime durante o ano apresenta tendências e seus estudos são essenciais para compreensão do clima da

região, bem como, no auxílio no planejamento de projetos hidroagrícolas e na preservação dos bioecossistemas (Carvalho *et al.*, 2020).

Nota-se, de acordo com a Figura 11, que no período de estiagem ocorre chuvas concentradas no extremo norte da Sub-Bacia, região caracterizada pelas maiores altitudes. De acordo com Pereira *et al.* (2007), o relevo, assim como como condições fisiográficas, exercem forte influência no comportamento de sistemas meteorológicos. Para Marengo *et al.* (2011), além da fenômenos meteorológicos, características como relevo, uso e ocupação do solo e localização geográfica exercem influência na variabilidade espaço-temporal da precipitação pluviométrica.

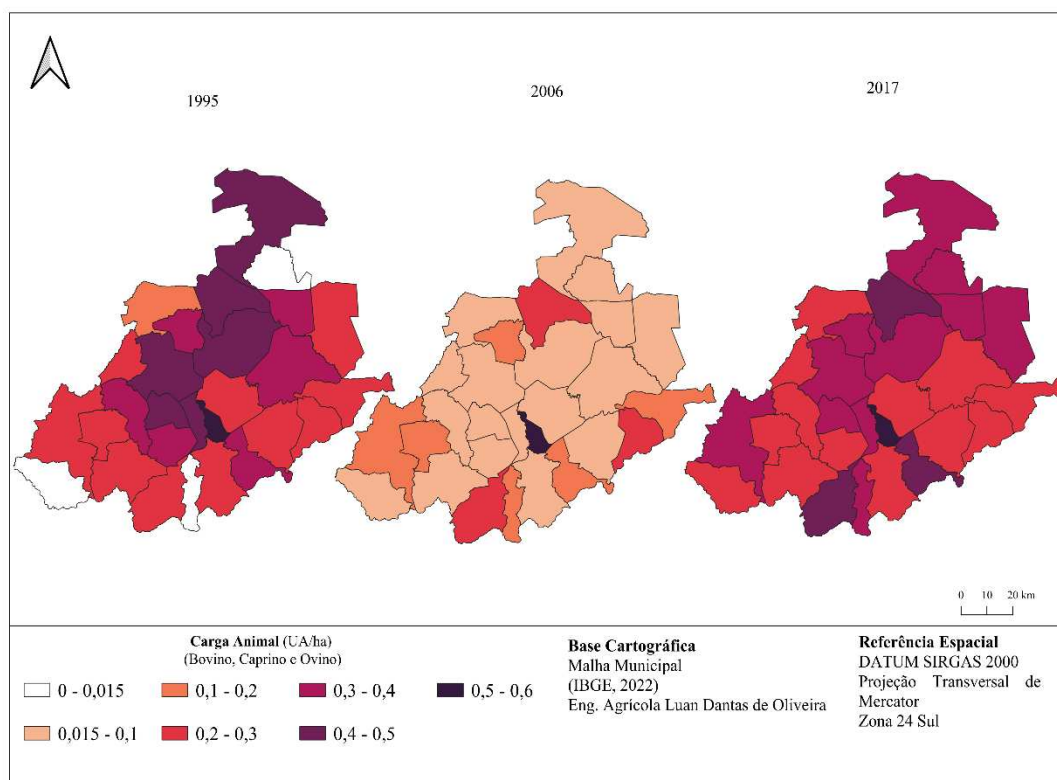
Souza *et al.* (2015), ao caracterizar a precipitação da Bacia Hidrográfica do Riacho do Saco, no semiárido do Pernambuco, atestou influência entre a topografia no comportamento climático da área. No qual, pontos de altitude elevada apresentaram um menor número dias consecutivos sem chuvas. Para o autor, a irregularidade topográfica pode acarretar diferenciação climática em distâncias curtas. Contudo, a interação altitude-precipitação não responde linearmente, mostrando haver a atuação de diferentes mecanismos na variação espaço-temporal.

Pereira (2013), salienta que em períodos de estiagem, a altitude é o principal fator na relação com a precipitação. Cientificamente tratadas como chuvas orográficas, a barreira formada através das nuances no relevo (montanhas e serras), proporciona uma expansão adiabática favorecendo pancadas de chuvas. Isto ocorre pois há um aumento no volume de vapor d'água e queda na temperatura, resultando na saturação do vapor, conforme cai a pressão do ar devido a elevação altimétrica. Possibilitando, desse modo, a formação de nuvens que com a continuidade do processo de ascensão, tendem a produzir chuvas até mesmo em épocas secas.

6.2 CARGA ANIMAL

Na SBRP a pecuária destaca-se como atividade geoeconômica mais expressiva no setor rural. Neste aspecto, com base no banco de dados do IBGE, foi analisado a atividade no decorrer de três décadas, visando uma maior compreensão da atividade pecuária na SBRP. Assim, de acordo com a Figura 9, nota-se a distribuição e o quantitativo de unidade animal por hectare (bovino, caprino e ovino) na SBRP em 1995, 2006 e 2017.

Figura 9: Unidade Animal (bovino, caprino, ovino) na Sub-Bacia do Rio Piancó para 1995, 2006 e 2017



Fonte: Autor (2023)

O sistema de produção de ruminantes (bovino, caprino e ovino) na SBRP, assim como em outras regiões do semiárido nordestino, é tradicionalmente explorada em condições de criação extensivo, semiextensiva e até mesmo ultraextensivos (Santos *et al.*, 2011). No qual, os animais são criados exclusivamente em pastagem nativa de maneira praticamente dependente das condições naturais, com baixa intervenção no ambiente (Costa, 2023). Podendo, principalmente em períodos de estiagem, haver uma complementação da alimentação com suporte forrageiro, ração ou outra fonte alimentar.

O superpastoreio observado na SBRP também pôde ser averiguado em outras regiões semiáridas do nordeste brasileiro. Para Silva (2019), em regiões semiáridas, a capacidade de suporte para pecuária é geralmente baixa. Quando excedidas, como é o caso do sobrepastejo empregado na SBRP, inicia-se processos degradativos como: erosão, compactação, encrostamento superficial, alteração da estrutura do solo, redução da disponibilidade hídrica, perda de nutrientes e matéria orgânica e redução da capacidade produtiva de fitomassa (Ferreira, 2021; Santos, 2020; Moreira, 2021; França *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2021; Vale & Perez-Alberti, 2021).

De acordo com os dados, a SBRP apresenta, em grande parte da sua extensão territorial, carga animal ultrapassando 0,2 Unidades de animal por hectare (UA/ha). Exceto para o ano de 2006, no qual houve uma atenuação da carga animal da SBRP, fato resultante, principalmente, do período de severa estiagem/seca reportado na Sub-Bacia após o ano de 2003 (Silva & Moura, 2018).

Silva *et al.*, (2013), em análises efetuadas no semiárido da Paraíba, Pernambuco, Piauí e Ceará, indicam que a capacidade de suporte para suprir os animais em pastagens naturais por um determinado período e com confiabilidade de 99%, 95%, 90%, 55% e 46,7% é de 0,079, 0,217, 0,336, 0,971 e 1,125 UA/ha, respectivamente.

Para Giuliatti *et al.* (2004), embora a vegetação Caatinga apresente uma capacidade de suporte animal variável, considera-se o suporte médio deste bioma de até 0,1 UA/ha. Sendo, de acordo com o autor, a densidade de bovino, caprino e ovino uma das forças motrizes do processo de degradação da cobertura vegetal e da compactação do solo.

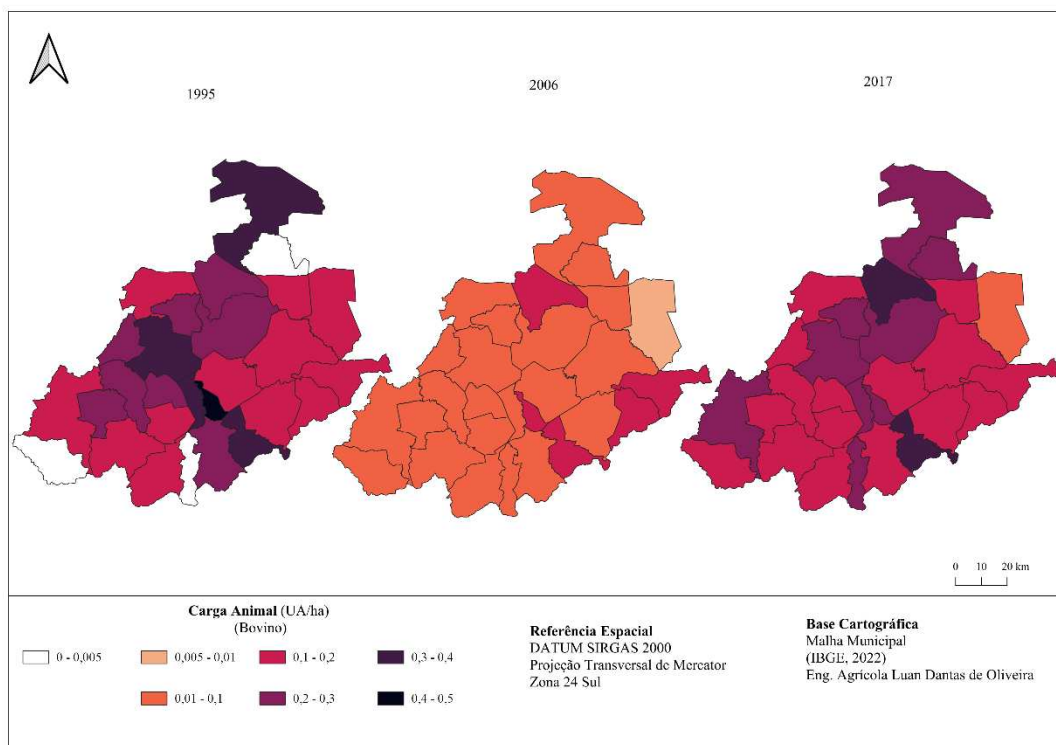
De acordo com Alves *et al.* (2015), a vegetação Caatinga apresenta baixa capacidade de suporte forrageiro e varia conforme o período. Na época de chuva, são necessários de 4 a 5 hectares por ano para suprir animais com até 450 kg de peso vivo. Nos períodos de estiagem o suporte forrageiro tende a diminuir significativamente, sendo necessário de 12 a 15 hectares ano para suprir um animal de mesmo peso.

Assim, é válido enfatizar que seria indicado um estudo específico do suporte animal por hectare para a SBRP. De maneira que englobe a análise de fatores como período de estudo (inverno, estiagem), tempo de pousio da área, tipo de vegetação, espécie analisada, produção (corte/leite), dentre outros. De modo, a se obter resultados

mais fidedignos sobre a interação dos índices zootécnicos com o suporte forrageiro da região.

Ressalta-se que a pecuária da SBRP é representada com mais expressividade pela bovinocultura (corte/leite). De acordo com a Figura 10, nota-se a distribuição e o quantitativo de unidade animal por hectare de bovino na SBRP em 1995, 2006 e 2017. Havendo a maior incidência de carga animal na região central da bacia. Área que viabiliza a criação desses ruminantes, por ser plana e com maior aporte hídrico, pois permeia o Rio Piancó.

Figura 10: Unidade Animal (bovino) na Sub-Bacia do Rio Piancó para 1995, 2006 e 2017

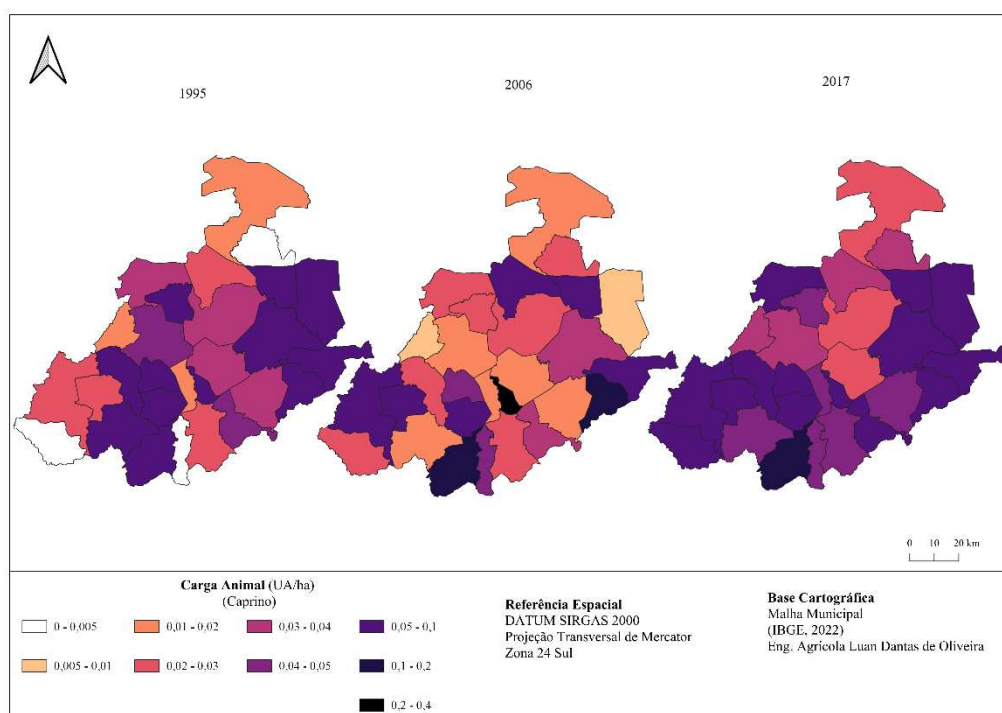


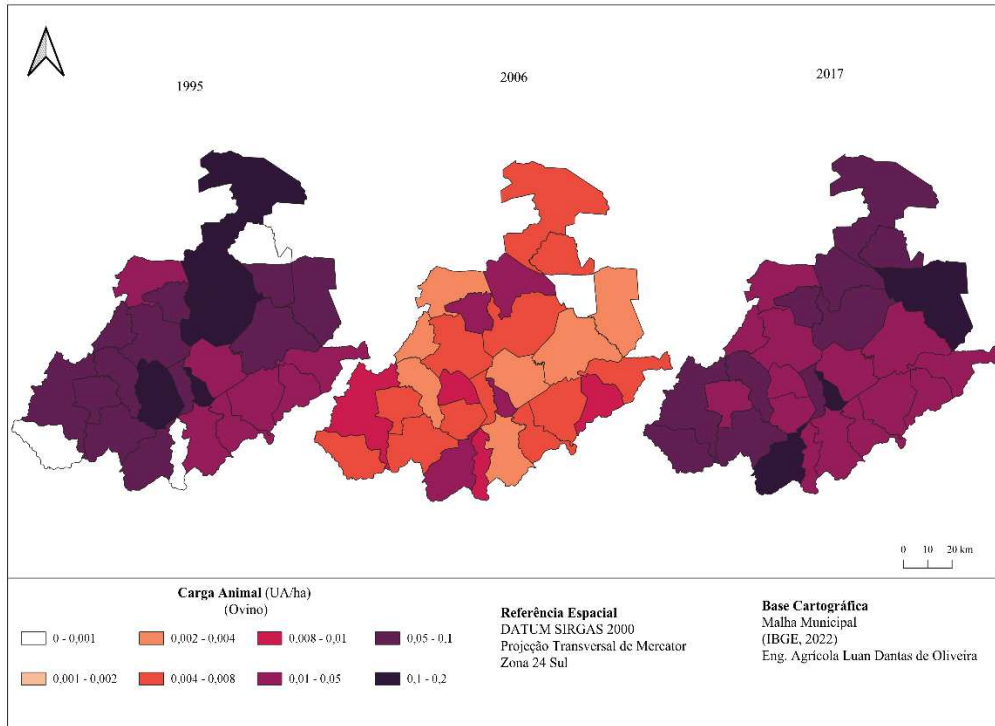
Fonte: Autor (2023)

Apesar de ser uma área de bovinocultura, nota-se, com a Figura 11, que a carga animal de caprinos e ovinos seguiram, também, uma tendência de aumento. A disseminação desses animais ao longo do tempo, deve-se, principalmente, a adaptação das espécies as condições da região além das exigências em aporte de consumo hídrico e de forragem serem menor devido a seu pequeno porte, quando comparado aos bovinos.

A caprinocultura, por sua vez, destaca-se por ser mais concentrada em regiões de maior altitude da SBRP. Essas espécies costumam ter baixa exigência alimentar, variando a sua dieta conforme a função de oferta da forragem. Além disto, costumam abranger uma área de pastejo duas vezes maior que o bovino (Almeida *et al.*, 2023). Evidenciando a aptidão da espécie a condições mais extremas. Sendo a espécie menos afetada em concentração animal por área na SBRP no ano período de seca, representado pelo ano de 2006.

Figura 11: Unidade Animal (caprino e ovino) na Sub-Bacia do Rio Piancó para 1995, 2006 e 2017



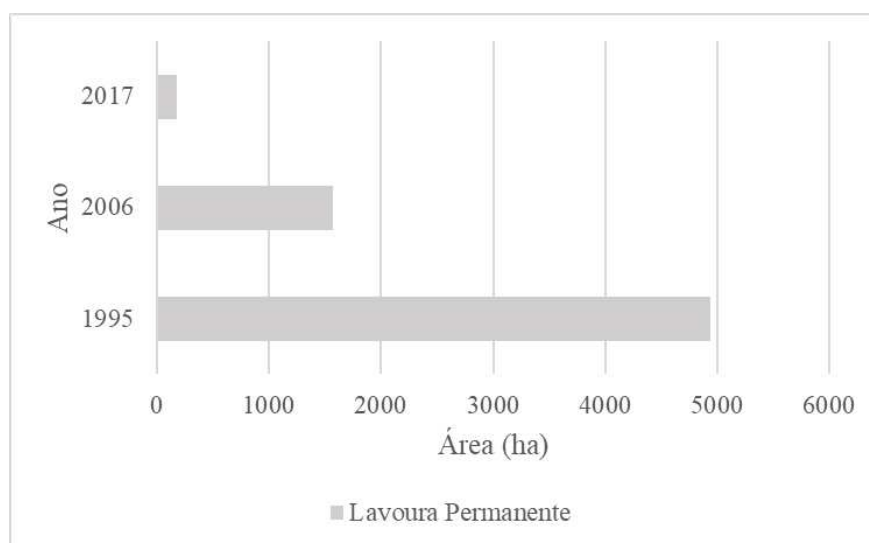


Fonte: Autor (2023)

6.3 LAVOURA TEMPORÁRIA, PERMANENTE E EXTRAÇÃO VEGETAL

Com base no banco de dados do IBGE, foi analisado a área de exploração agrícola em anos distintos, visando uma maior compreensão da atividade na SBRP. Assim, de acordo com a Figura 12, nota-se que a área de Lavoura Permanente decaiu gradativamente. No ano 1995 a SBRP detinha uma área de 4938 ha plantadas com culturas permanentes, este valor retrai nos anos de 2006 a 2017, totalizando áreas de 1566 e 176 hectares, respectivamente.

Figura 12: Áreas de Lavoura Permanente na Sub-Bacia do Rio Piancó nos anos 1995, 2006 e 2017



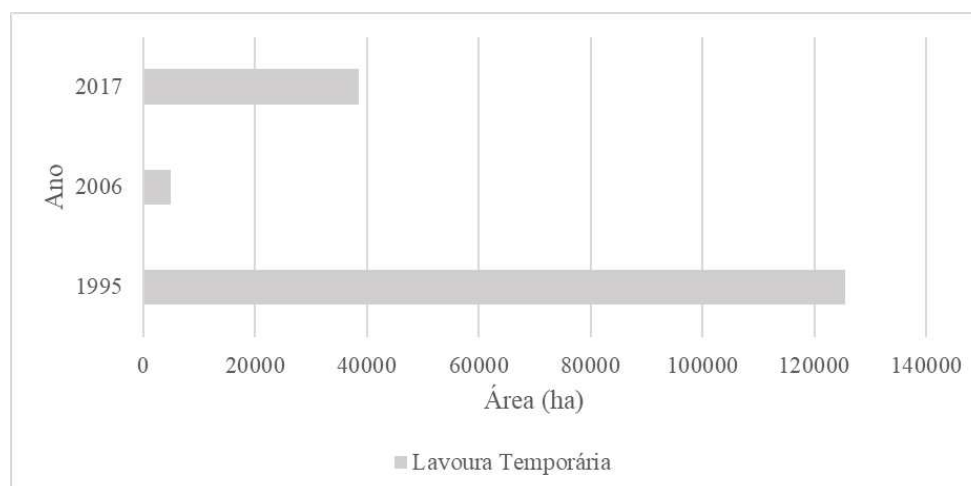
Fonte: Autor (2023)

De acordo com o IBGE, as áreas de lavouras permanente são predominantemente usadas em culturas de ciclo longo. Na SBRP, essas áreas eram destinadas ao cultivo de banana, frutas cítricas (laranja, limão e tangerina), caju, fruta-do-conde, goiaba, acerola, coco, manga, dentre outras menos expressivas. Estudos apontam que a redução acentuada nas áreas destinadas ao cultivo de culturas permanentes decaiu devido as longas secas e os intensos períodos de estiagem. Fato que resultou na dizimação de culturas e na perda de interesse do produtor por esses tipos de cultivo (Freire, 2018; Lima *et al.*, 2020; Barreto, 2023).

Comportamento similar pôde ser observado para o quantitativo de área destinada a lavoura temporária até o ano de 2006 (Figura 13). Apesar do aumento considerável na área de cultivo no ano de 2017, este corresponde apenas a 31% da área cultivada em 1995. Ressalta-se que a produção agrícola da SBRP, assim como em outras regiões do semiárido, é pautada majoritariamente na agricultura de sequeiro. No qual, cultiva-se

lavouras temporárias (feijão e milho, principalmente) no período de chuva. Na estiagem essas áreas ficam em repouso e/ou são empregadas no pastejo de animais a fim de limpar os tratos culturais presentes no solo e, assim, alimentar a criação (Araújo *et al.*, 2021).

Figura 13: Áreas de Lavoura Temporária na Sub-Bacia do Rio Piancó nos anos 1995, 2006 e 2017.



Fonte: Autor (2023)

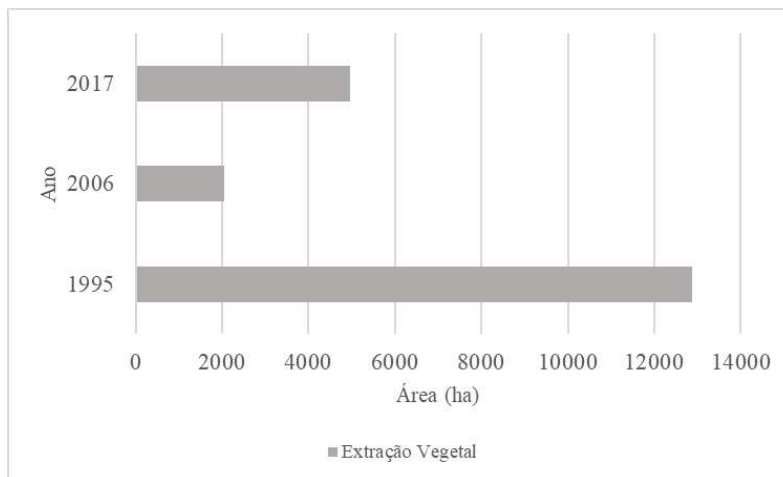
Os resultados obtidos na SBRP contrariam a tendência no desenvolvimento agrícola do País e da região Nordeste. Onde, no Brasil, áreas com culturas permanentes expressou um aumento de 53,9%, enquanto as áreas de culturas temporárias de 40,8% no período de 1996 a 2006. No Nordeste do país, o crescimento correspondeu a 34,5 e 51,4% para a área de lavoura permanente e temporária, respectivamente (Correia *et al.*, 2011).

É inquestionável os danos naturais das secas nas áreas destinadas a lavoura temporária e permanente. Contudo, o declínio na agropecuária de regiões semiáridas, são consequências, também, da ação antrópica. Assim como, da ausência de novo modelo de desenvolvimento com forte participação de polícias públicas indutoras e de suporte (Souza & Suertegaray, 2011; Tabarelli *et al.*, 2018).

Quanto a extração vegetal, atividade que consiste na retirada da madeira para produção, principalmente, de carvão vegetal, estacas de madeira e lenha. Nota-se uma expressiva diminuição da atividade no período analisado (Figura 14). No ano de 1995, a SBRP apresentava uma área de extração correspondente a 12.881 ha. No ano de 2006 a prática extrativista tinha regredido a sua área para 2.059 ha, correspondendo a uma diminuição de 84,02%. Contudo, a prática demonstrou um crescimento para o ano de 2017 de 241,43% comparado ao ano de 2006, totalizando uma área de exploração de

4.971 ha. Apesar da prática ter demonstrado um crescimento para o ano de 2017, esta corresponde a 61,4% da área de extração vegetal de 1995.

Figura 14: Áreas de Extração Vegetal na Sub-Bacia do Rio Piancó nos anos 1995, 2006 e 2017.

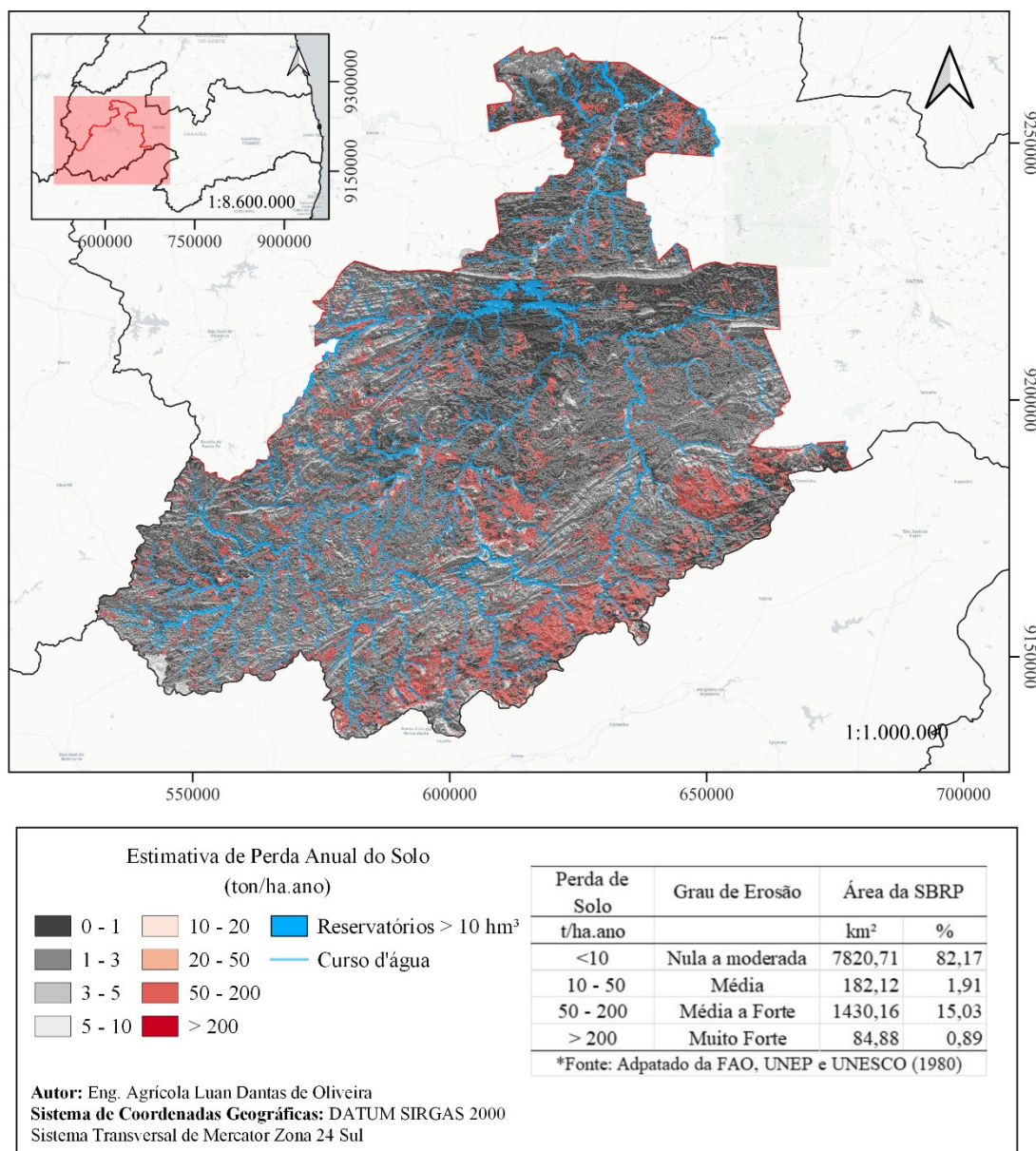


Fonte: Autor (2023)

6.4 ERODIBILIDADE

A distribuição média de perda de solo por erosão laminar na área de estudo, obtido a partir da multiplicação dos mapas dos fatores naturais que constituem a USLE (erosividade da chuva, erodibilidade do solo e comprimento de rampa /declividade do terreno, manejo e uso do solo), é apresentado na Figura 15.

Figura 15: Mapa de Erodibilidade da Sab-bacia do Rio Piancó



Fonte: Autor (2023)

Obteve-se, para a SBRP, resultados que atenuam entre 0 a valores que ultrapassam o quantitativo de 200 ton/ha.ano de perda de solo por erosão laminar. Considerando a classificação da FAO, UNEP e UNESCO (1980), a SBRP apresenta uma área de

aproximadamente 82,17% com grau de erosão nula e/ou moderada. Seguidos de 1,91, 15,03 e 0,89% nos graus de erosão média, média a forte e muito forte, respectivamente.

A classe de erosão muito forte encontra-se dissipada entre a SBRP, não seguindo um padrão. Entretanto, a classe de erosão média a forte encontra-se mais concentradas em algumas áreas. Alguns fatores contribuem para esses resultados, dos quais os mais significativos são o tipo de solo, a declividade da área e o uso e ocupação do solo. Na SBRP as maiores perdas de solo por erosão laminar foram verificadas em frações da bacia nos solos classificados como Neossolo Litólico e Argissolo-Vermelho-Amarelo (Figura 3).

Os solos que compreendem a classificação Neossolo Litólico, são característicos por apresentarem reduzida profundidade efetiva, pouca diferenciação entre os horizontes, textura arenosa, ricos em minerais primários de fácil intemperização. A baixa adesão e coesão entre as partículas resultam em elevada erodibilidade do solo. Reverberando em limitações físicas e/ou químicas que podem limitar o uso agrícola, como baixos teores de matéria orgânica, de fósforo e baixa capacidade de retenção de nutrientes e água (Vendruscolo *et al.*, 2022; Francisco *et al.*, 2022).

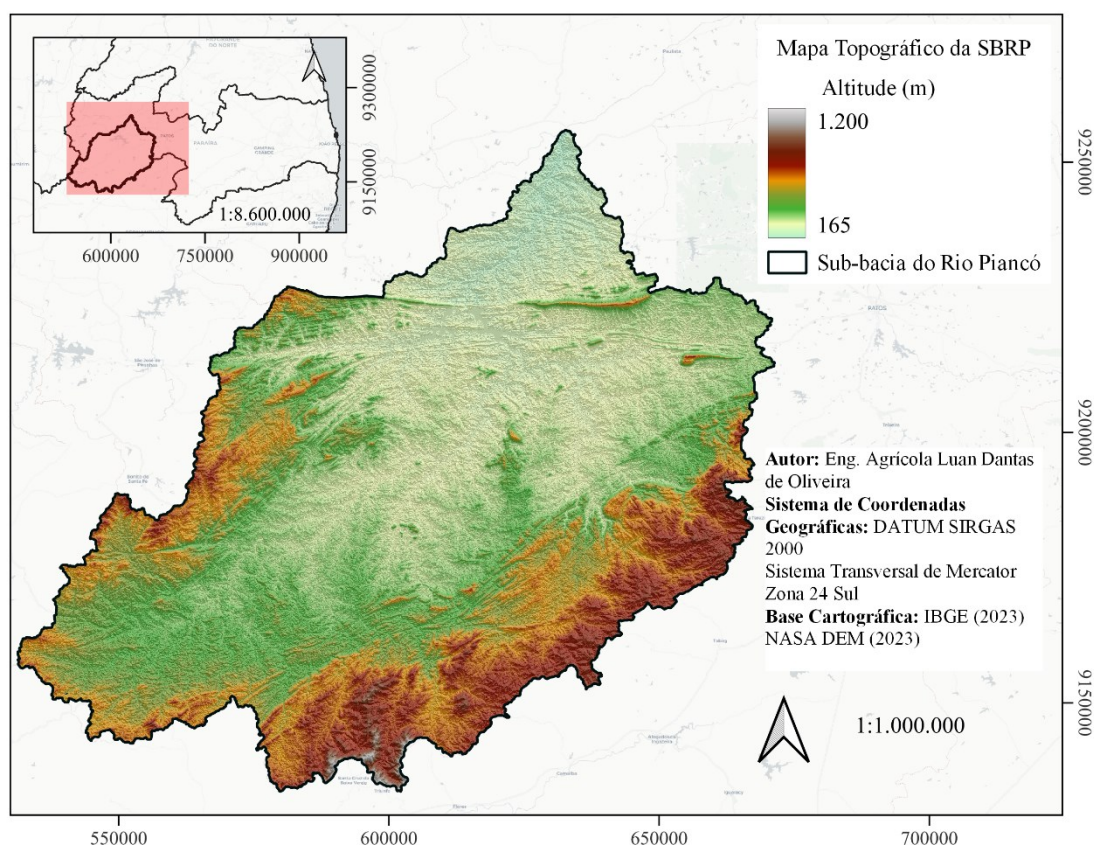
Resultados similares foram obtidos por Macedo *et al.* (2021), ao avaliar os processos pedogenéticos e susceptibilidade dos solos à degradação no semiárido brasileiro. No qual, de acordo com o estudo, áreas degradadas estão predominantemente associadas, principalmente, ao Neossolo Litólico. As características física/química desses solos o tornam suscetíveis à degradação. Ações antrópicas sem manejo adequado podem inferir em danos a qualidade física do solo, resultando as perdas de solo e assoreamento de corpos hídricos, além de acelerar processos como a erosão, salinização, sodificação e solodização.

Para Xavier (2021), a erosão dos solos Neossolo Litólico é predominantemente por escoamento superficial. Reverberando em altas taxas de solo concentrado em encostas e no assoreamento dos leitos fluviais. De modo geral, para o autor, o processo erosivo, que ocorre nessa classe de solo, sucede significativamente mais rápido que sua formação pelo intemperismo. Resultando em uma condição que leva a existência de mantos de intemperismo pouco profundos e, comumente, a exposição da superfície rochoso. Esses processos geomorfológicos são característicos em regiões semiáridas e operam na formação da paisagem do ambiente.

À semelhança do Neossolo Litólico, a classe dos Argissolo-Vermelho-Amarelo, apresentam baixa tolerância à perda de solo, ou seja, são solos de alta erodibilidade. Esse fator somado a fatores como relevo e clima culminam em uma erodibilidade do solo mais acentuada. Os Neossolos Litólicos e os Argissolo-Vermelho-Amarelo são as classes que, geralmente, recobrem áreas de maiores declividades, constituindo em um fator de risco considerável de perda de solo por erosão hídrica, principalmente (Neves *et al.*, 2011; Santos *et al.*, 2015; Jardim *et al.*, 2017).

Além da influência do tipo de solo, na SBRP nota-se um grau de erosão mais significativo em localidades que expressam uma topografia acidentada (Figura 16). Estando localizados com maior concentração no entorno da SBRP, ou seja, na cabeceira da Sub-Bacia, áreas com relevo e tendência fortemente ondulados a montanhoso.

Figura 16: Mapa Topográfico da Sub-Bacia do Rio Piancó



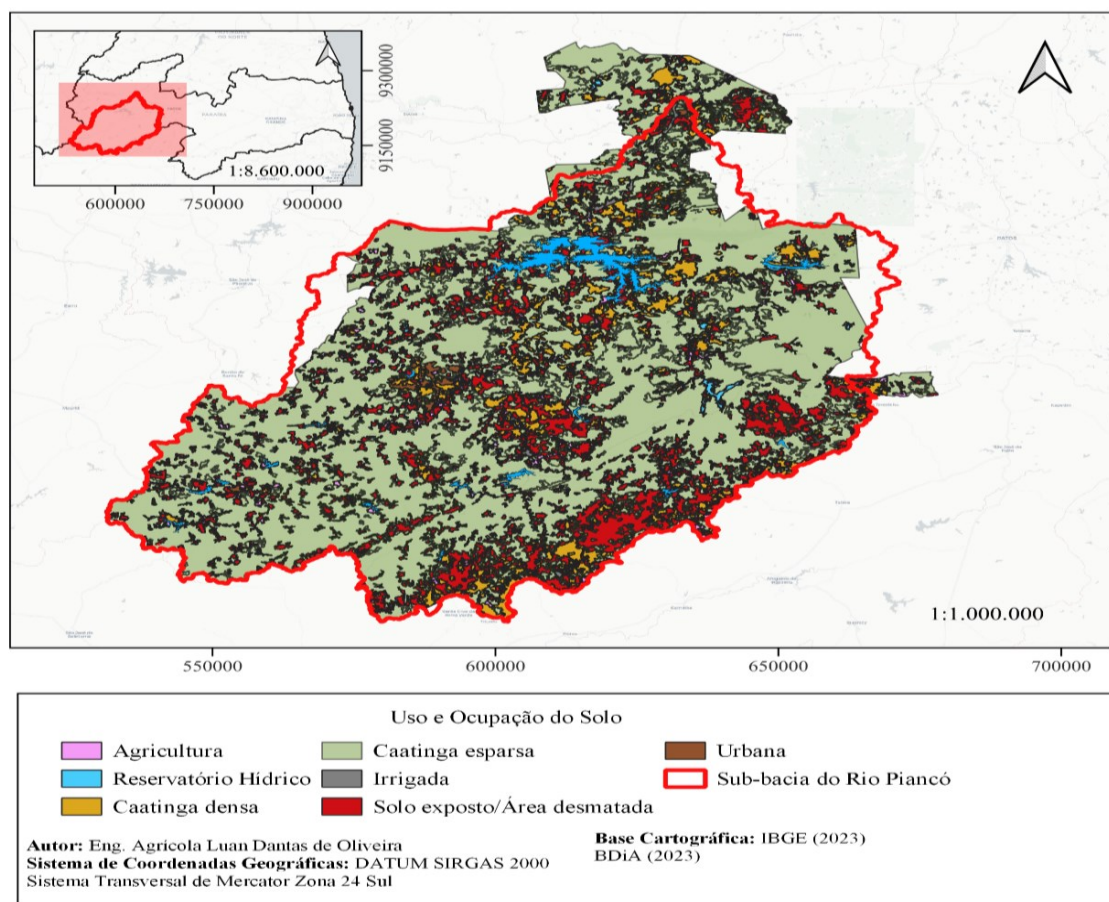
Fonte: Autor (2023)

Resultados que corroboram com os estudos desenvolvidos em regiões semiáridas por Lopes *et al.* (2011), Souza & Paula (2019). No qual, o fator topográfico é um dos mais determinantes nos critérios utilizados para a predição dos riscos de erosão. De

acordo com Souza & Paula (2019), declividades altas quando associadas a precipitações intensas, típicas da região, ao tipo e ao uso e ocupação do solo, favorecem o aumento do escoamento superficial e das forças de desagregação e transporte das partículas que compõe o solo.

Na SBRP, a combinação de fatores erosivos do solo, como o tipo de solo e o relevo, atrelado ao uso e ocupação baseados em práticas sem o manejo adequado, como a remoção da cobertura vegetal, tendem a intensificar o processo erosivo (Figura 17). Estando em concordância com os resultados obtidos por Dornellas *et al.* (2017), que ao avaliar a estimativa de perdas de solo na bacia do alto rio paraíba, região semiárida do estado da Paraíba, concluíram que o uso e cobertura do solo é o fator determinante na variação espacial das perdas de solo.

Figura 17: Uso e Ocupação do Solo na Sub-Bacia do Rio Piancó



Fonte: Autor (2023)

De acordo com Dornellas *et al.* (2017), o desmatamento da caatinga expõe a fragilidade dos solos aos regimes pluviométricos, elevando, de certo modo, as perdas de

solos a patamares superiores. Fato que explica os resultados obtidos na SBRP, onde as áreas de menor susceptibilidade a processos erosivos se mostrou associada a baixos valores do fator topográfico e à presença da vegetação.

Na SBRP, a utilização da equação universal de perda de solo (USLE), favorece uma maior compreensão dos graus de erosão, possibilitando identificar áreas de maior e menor tendência a processos erosivos, auxiliando nas decisões para adoção de práticas conservacionistas. Contudo, é válido ressaltar que se faz necessário maiores análises, principalmente na aferição dos pontos de solos expostos, visando entender se estes são temporários ou advindo de processos erosivos (Lamana, 2020).

6.5 CLASSES DE VEGETAÇÃO

Por meio de imagens orbitais multitemporais e de técnicas de processamento digital de imagens obteve-se a caracterização espaço-temporal da vegetação na Sub-Bacia

do Rio Piancó. No qual, o emprego da geotécnicas possibilitou classificar a vegetação em Muito Densa, Densa, Semidensa, Rala e, na sua ausência, Solo Exposto, para períodos distintos (Tabela 11).

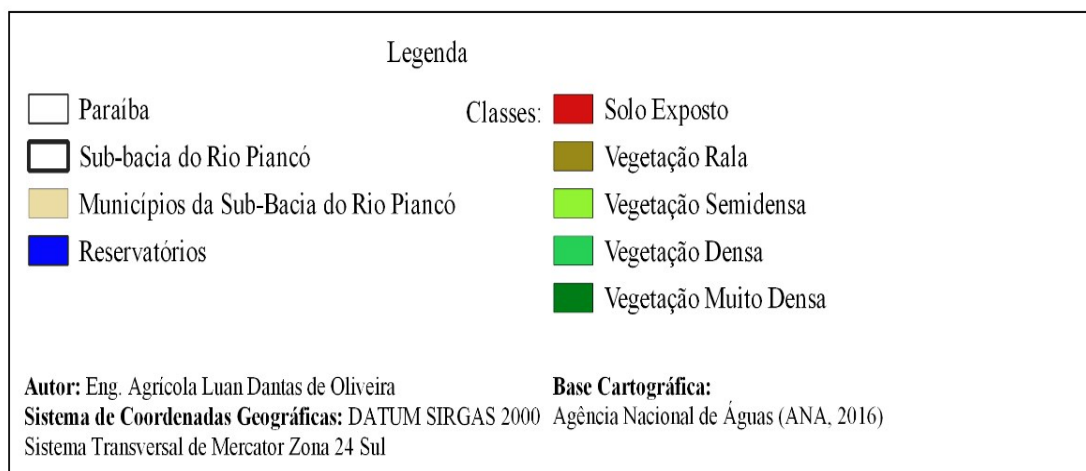
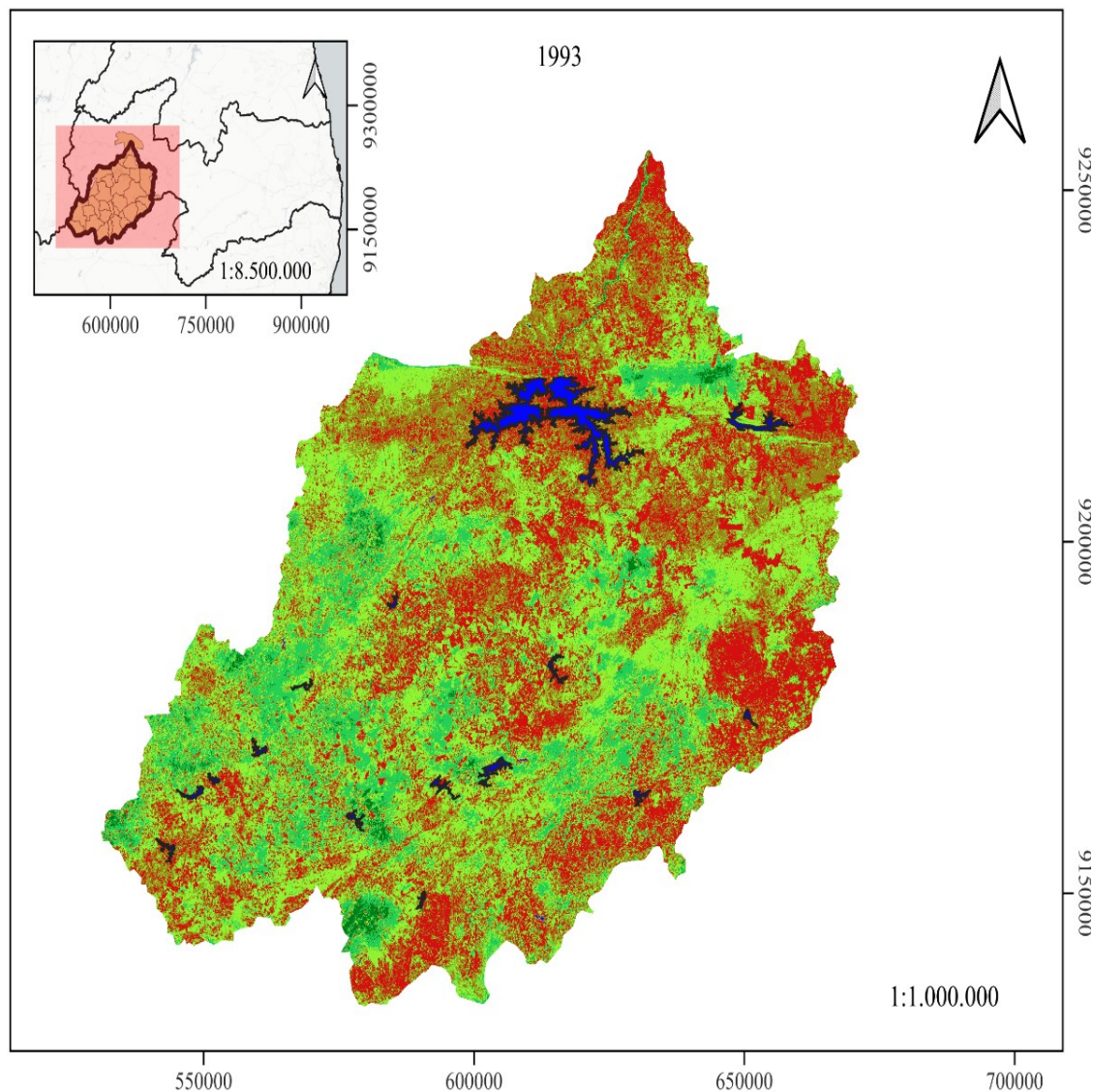
Tabela 13. Classificação da vegetação da Sub-Bacia do Rio Piancó, período de 30 anos.

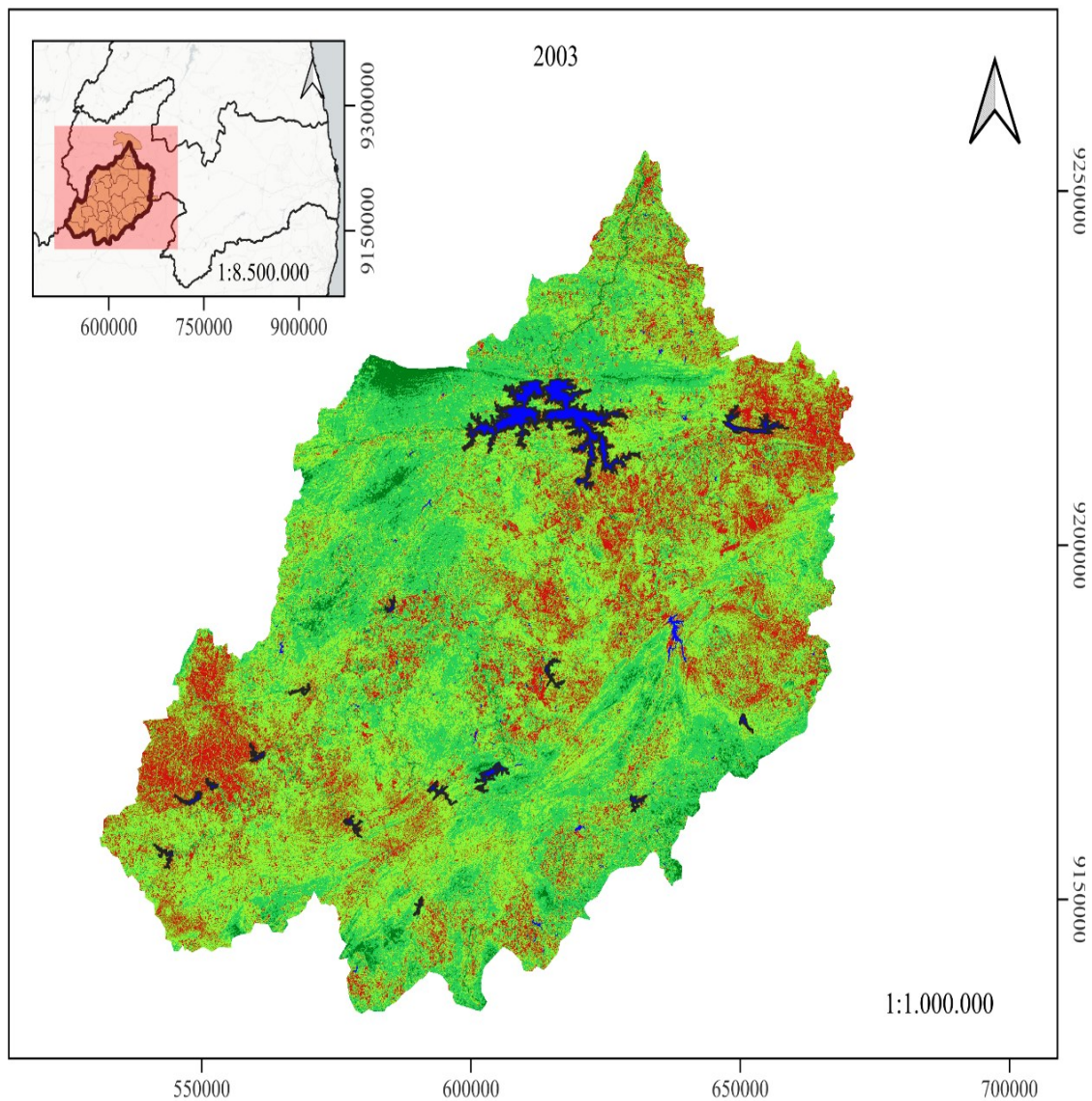
Classe de Vegetação	Período							
	1993		2003		2014		2023	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Muito Densa	99,48	1,08	304,2	3,29	116,85	1,27	81,58	0,88
Densa	1260,47	13,65	2713,33	29,39	949,81	10,29	890,29	9,64
Semidensa	3220,03	34,88	3674,22	39,8	5868,84	63,57	2432,95	26,35
Rala	2392,26	25,91	1363,21	14,77	2073,9	22,46	4280,46	46,36
Solo Exposto	2206,8	23,9	1069,07	11,58	173,64	1,88	1388,77	15,04
Água	53,57	0,58	108,59	1,18	49,57	0,54	158,54	1,72
Total	9232,61	100	9232,61	100	9232,61	100	9232,61	100

Fonte: Autor (2023)










Com base nos dados obtidos através do processamento digital das imagens orbitais, foram elaborados mapas de classificação da vegetação da SBRP para os anos de 1993, 2003, 2014 e 2023, Figura 18.

Figura 18: Mapa digital das Classes de Vegetação da SBRP, para os anos de: 1993, 2003, 2014 e 2023.





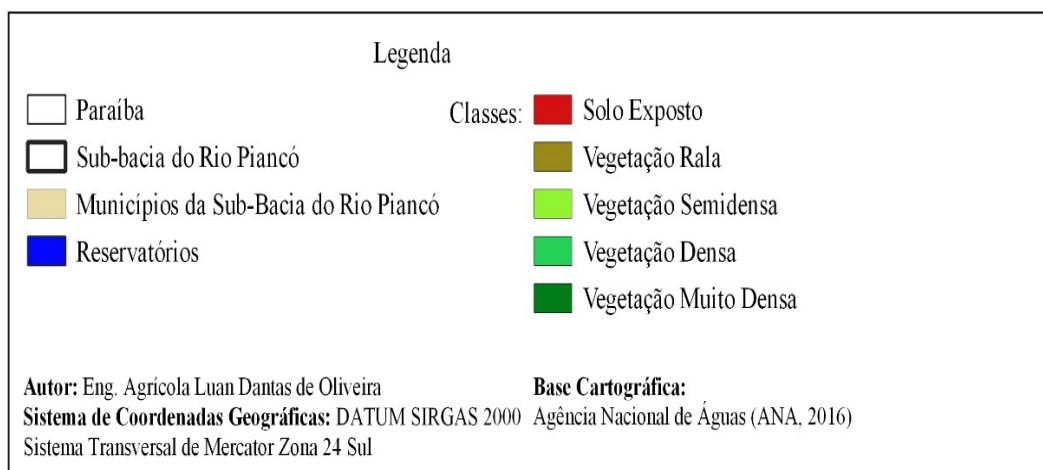
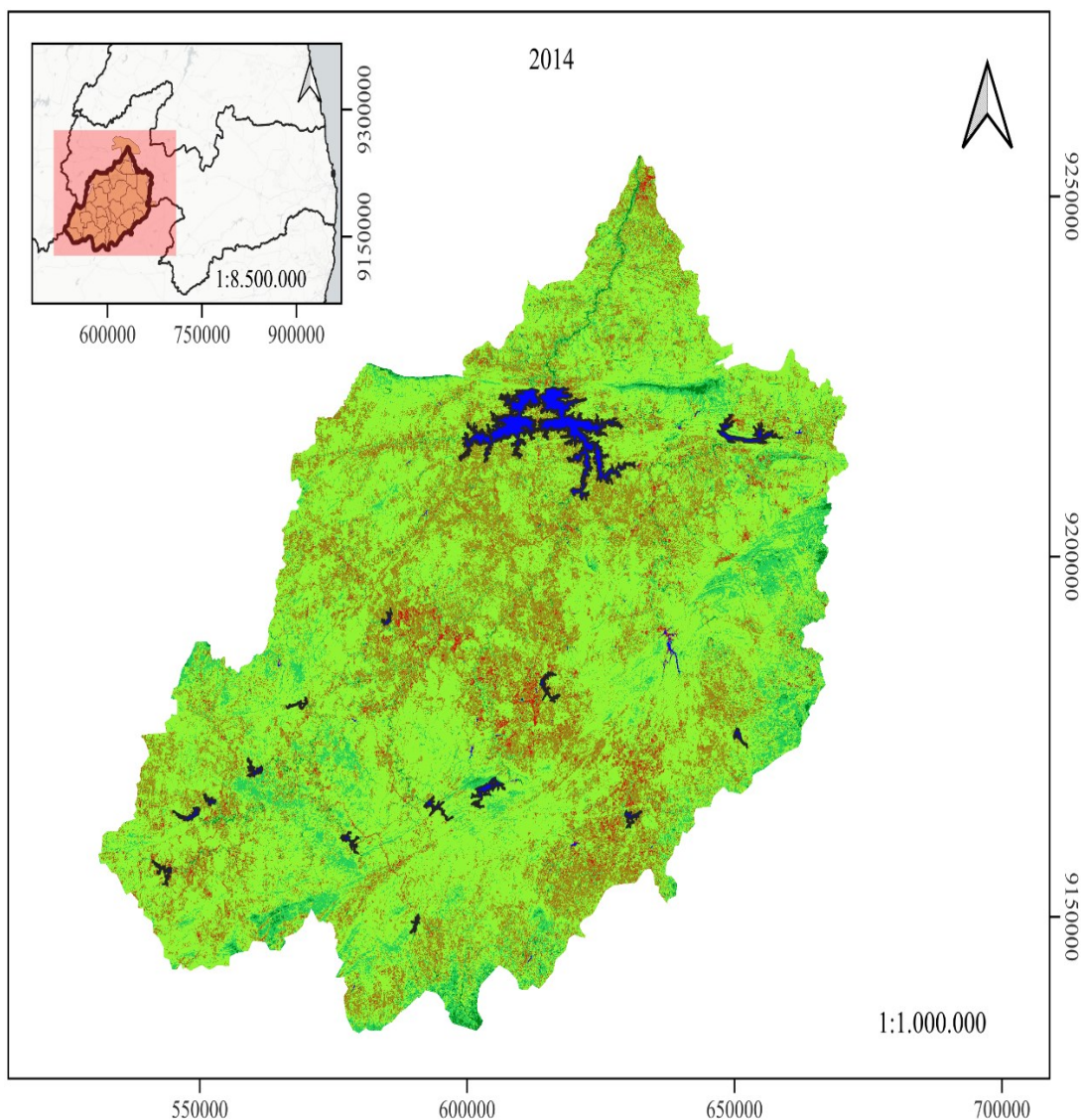
Legenda

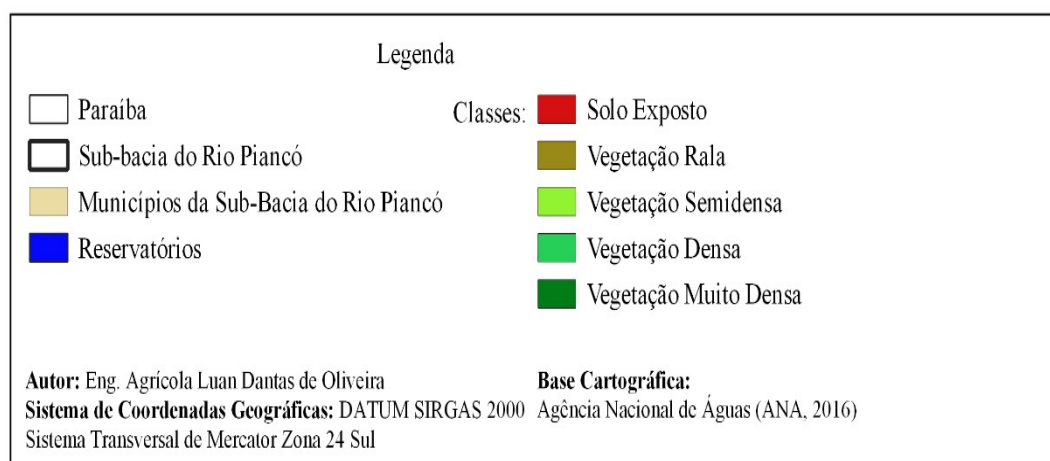
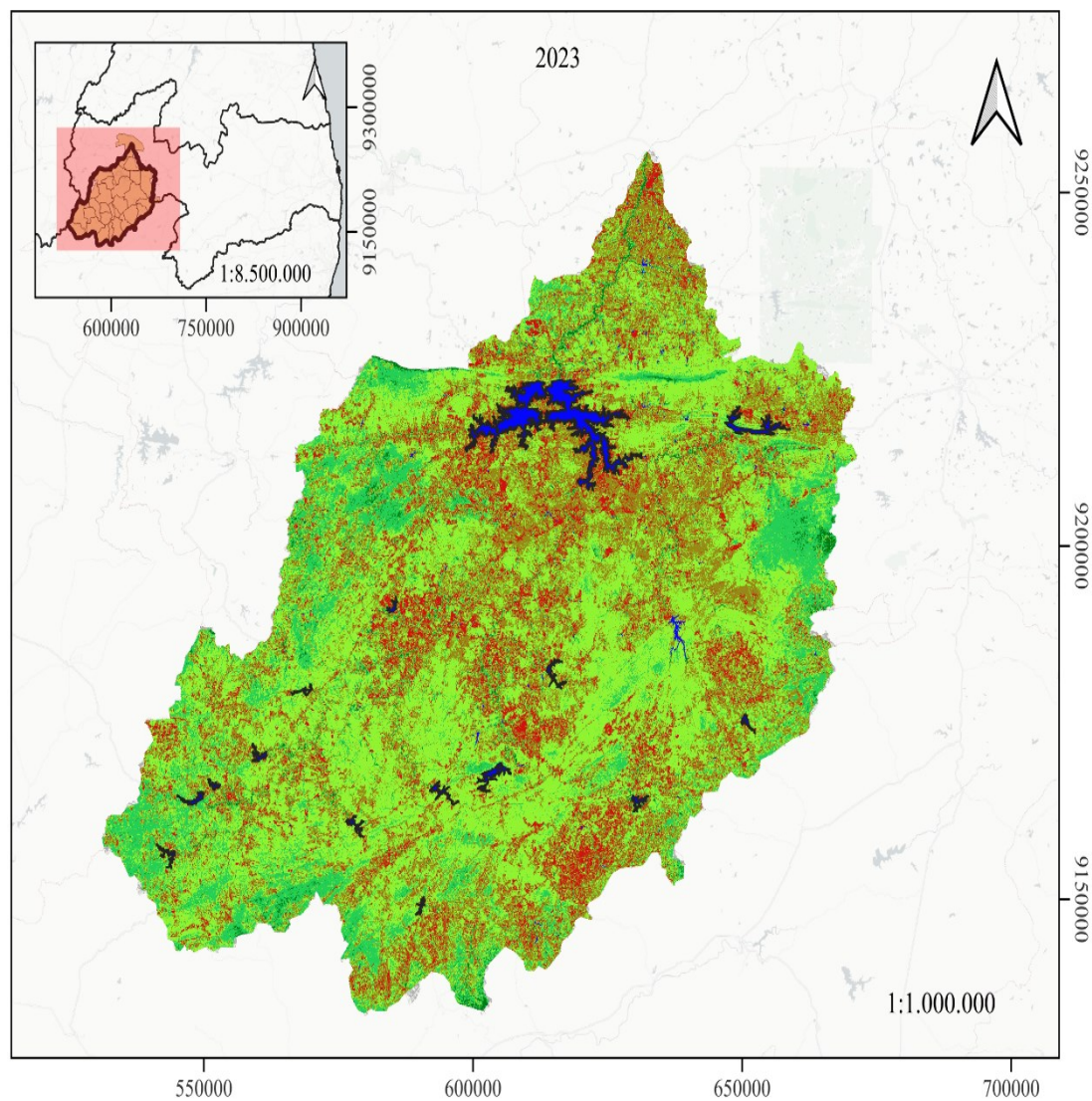
 Paraíba	Classes:  Solo Exposto
 Sub-bacia do Rio Piancó	 Vegetação Rala
 Municípios da Sub-Bacia do Rio Piancó	 Vegetação Semidensa
 Reservatórios	 Vegetação Densa
	 Vegetação Muito Densa

Autor: Eng. Agrícola Luan Dantas de Oliveira

Sistema de Coordenadas Geográficas: DATUM SIRGAS 2000 Agência Nacional de Águas (ANA, 2016)

Sistema Transversal de Mercator Zona 24 Sul





Fonte: Autor (2023)

Na Sub-Bacia do Rio Piancó, as áreas de vegetação muito densa variaram durante o período avaliado. No ano de 2003, a SBRP concentrava 3,29% de vegetação muito densa, valor expressivo comparado aos outros anos estudados. Contudo, nota-se que a

área de vegetação muito densa decaiu no período que compreende 2014 a 2023, chegando a ocupar apenas 0,88% da Sub-Bacia. Correspondendo a fragmentos dispersos em todo o perímetro da Sub-Bacia, especialmente em seu entorno e em áreas com relevo e tendência fortemente ondulados a montanhoso (Figura 19).

Figura 19: Pontos de observação. Área de Vegetação Muito Densa na Sub-Bacia do Rio Piancó, com exemplares de vegetação arbustiva, com elevada densidade de plantas por área. Localizados em pontos fragmentados da Sub-Bacia em regiões de relevo ondulado a montanhoso. Pontos:



Fonte: Autor (2023)

Similar aos resultados obtidos por Francisco *et al.* (2012) na Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá região semiárido da Paraíba. No qual, as áreas de vegetação muito densa estavam restritas na região divisória da bacia, assim como, em áreas isoladas de maior elevação. De acordo com o autor, esse comportamento estar correlato com a ocorrência

de maior umidade dessas áreas. Haja vista que a concentração de biomassa da caatinga está relacionada à disponibilidade hídrica.

Faria (2023), ao avaliar o município de Caicó, região semiárida do Rio Grande do Norte, acrescenta que a concentração de vegetação muito densa em áreas elevadas topograficamente, decorre da inviabilidade na exploração agrícola. Oliveira *et al.* (2021), relatam que os relevos ondulados e com altos valores altimétricos, são responsáveis por concentrar a Caatinga em maior densidade.

Entretanto, apesar dessas áreas exporem uma vegetação muito densa. Na SBRP, trata-se de fragmentos da floresta nativa Caatinga, dispersos pelo perímetro da Sub-Bacia. No qual, nota-se pouca variedade de espécies em sua composição. Para Freitas *et al.* (2020), a baixa riqueza florística e a presença de espécies típicas dos estágios iniciais de sucessão, infere em áreas que ainda estão em processo de sucessão ecológica. Ou seja, áreas que já sofreram algum nível de antropização e não recompôs seu ecossistema nativo.

Ressalta-se que o tempo de reconstituição da caatinga varia de acordo com a interação entre a flora e as condições edafoclimáticas. Lima & Coelho (2018), ao estudar a fitossociologia e estrutura de um fragmento florestal da caatinga, em uma área que apresentava 70 anos de conservação constatou baixa variedade florística. Pereira Júnior *et al.*, (2012), ao avaliar uma área de vegetação muito densa na caatinga, evidenciou que áreas com 30 anos de conservação ainda se encontrava em estágio inicial de sucessão ecológica.

Ao comparar a concentração e vegetação muito densa na SBRP durante os anos estudados, evidencia-se uma maior ocupação no ano de 2003. Salienta-se que o período que permeia o ano de 2003, fora marcado por seca, o que inferiu no abandono de áreas agrícolas, bem como, numa amenização na pecuária de corte e leite. Assim, a atenuação da ação antrópica, possibilitou a sucessão ecológica de algumas áreas da Sub-Bacia.

Estudos em regiões semiáridas da Caatinga, apontam que as ações antrópicas é uma das principais causas para a retirada de material vegetal. Causadas por práticas agrícolas não sustentáveis e nocivas, principalmente na extração vegetal e o superpastoreio de animais (Farias *et al.*, 2012; Pifano *et al.*, 2023).

Em consonância com a vegetação muito densa, a vegetação densa apresentou variação durante o período estudado. Atingindo seu ápice no ano de 2003, com 29,39%

de ocupação da área da Sub-Bacia. Decaindo 32,80% em duas décadas, resultando em uma concentração de vegetação densa de apenas 0,88% da SBRP no ano de 2023. Essa vegetação corresponde a caatinga remanescente e localiza-se, principalmente, no entorno da vegetação muito densa, estando presente em regiões declivosas.

Tais resultados corroboram com os obtidos por Nóbrega (2020). No qual, ao avaliar a classe de vegetação de São José dos Espinharas, município paraibano contíguo a SBRP. Constatou uma perda de vegetação densa no período de 1998 a 2018. Havendo uma redução no ritmo de perda no período que compreende o ano 2008. Reflexo, de acordo com o autor, do abandono das terras antes ocupadas pela agricultura de sequeiro, assim como, a criação de áreas de preservação permanentes após 2012.

A vegetação semidensa e rala, compreendem as classes com maior participação de ocupação na SBRP no período de 3 décadas estudados no presente estudo. Nos anos de 1993, 2003, 2014 e 2023 a SBRP era ocupada por 60,79, 54,57, 86,03 e 72,71% de vegetação semidensa e rala, respectivamente. Essas classes encontram-se entre a transição de áreas de solo exposto e a vegetação densa.

Por sua vez, as classes de vegetação semidensa e rala são caracterizadas, em sua maioria, por espécies que se desenvolvem após a retirada da vegetação nativa. Sendo as mais comuns o marmeleiro (*Croton sonderianus* Muell. Arg.), jurema preta (*Mimosa tenuiflora* Willd. Poiret.) e cactos, diferindo as classes apenas pelas densidades de concentração na área (Sousa *et al.*, 2008) (Figura 20).

Figura 20: Pontos de observação. Área de Vegetação Semidensa e Rala na Sub-Bacia do Rio Piancó. Áreas com menor grau de antropização



Fonte: Autor (2023)

O domínio dessas classes de vegetação em todo os períodos analisados sugere que as práticas de desmatamento e da forte atuação antrópica desta vegetação antecedem o ano de 1993. Estudos apontam que a retirada da cobertura vegetal remonta a colonização da região semiárida. Intensificando com às práticas de utilização sem manejo adequado, como a predominância do binômio gado-algodão que permeou até o final do séc. XX (Guerra *et al.*, 2012).

De acordo com Sousa (2007), o sistema produtivo definido como binômio gado-algodão consistia na exploração de plantios de algodão e bovinocultura na mesma área. No qual, o algodão, devido a seu ciclo curto, era cultivado no período de inverno, após a colheita, era empregado o pasteio de bovinos que se alimentavam dos restos culturais do

algodão no período de estiagem. Contudo, a prática, caracterizada pela falta de técnicas conservacionista de manejo, acarretou deterioração das condições do solo seguidos do desmatamento, inviabilizando a recomposição da cobertura vegetal durante as próximas décadas.

A maior concentração de vegetação semidensa e rala foi de 86,03% de ocupação da SBRP no ano de 2014. Estando diretamente ligado com a redução das áreas de solo exposto. Que, no respectivo ano, correspondeu apenas a 1,88% da SBRP, sendo a menor abrangência de solo exposto do período analisado. Fato resultante da distribuição pluviométrica das chuvas durante os meses de 2014. No qual, registros apontam a ocorrência de chuvas em todos os meses do ano, resultando em um maior tempo de copa e de cobertura do solo por gramíneas e pasto nativo.

Ao contrário das classes de vegetação muito densa e densa, a vegetação rala e semidensa são abundantes e podem variar significativamente e em um curto período devido as relações significativas com fatores físicos (precipitação e relevo). Sendo esta uma característica marcante desta vegetação, posto que compreende plantas que possuem uma vegetação adaptada e de regeneração rápida, ocupando maior território em períodos de condições favoráveis (Monteiro *et al.*, 2017; Lima & Almeida, 2017).

Em todo o período analisado, observa-se uma expressiva concentração de solo exposto nas áreas permeadas pelo Rio Piancó e entorno do Reservatório Coremas- Mãe D'água. Corroborando com os resultados encontrados por Carreiro (2021), ao avaliar o uso e ocupação do solo na Sub-Bacia do Rio Piancó. De acordo com o autor, a presença de solo exposto nestas áreas desencadeia série de processos que, de forma isolada ou conjunta, atingem fatores ambientais. A ausência de zonas ripárias e o desenvolvimento de atividades agropecuárias próximo as margens dos afluentes e do reservatório hídrico são fatores que potencializam interferências na qualidade da água, assim como, em todo o ecossistema (Figura 21).

Figura 21: Pontos de observação. Área de Vegetação Semidensa e Rala na Sub-Bacia do Rio Piancó. Áreas com menor grau de antropização, solo nu e, por vezes, compacto



Fonte: Autor (2023)

6.6 MAPA DIGITAL DOS NÍVEIS DE DEGRADAÇÃO

Por meio de imagens orbitais multitemporais e de técnicas de processamento digital de imagens obteve-se a caracterização espaço-temporal da classificação em níveis de degradação da Sub-Bacia do Rio Piancó. O emprego da geotécnicas possibilitou classificar da degradação em Grave, Moderado Grave, Moderado, Moderado Baixo e Moderadamente Muito Baixo, para períodos distintos (Tabela 12).

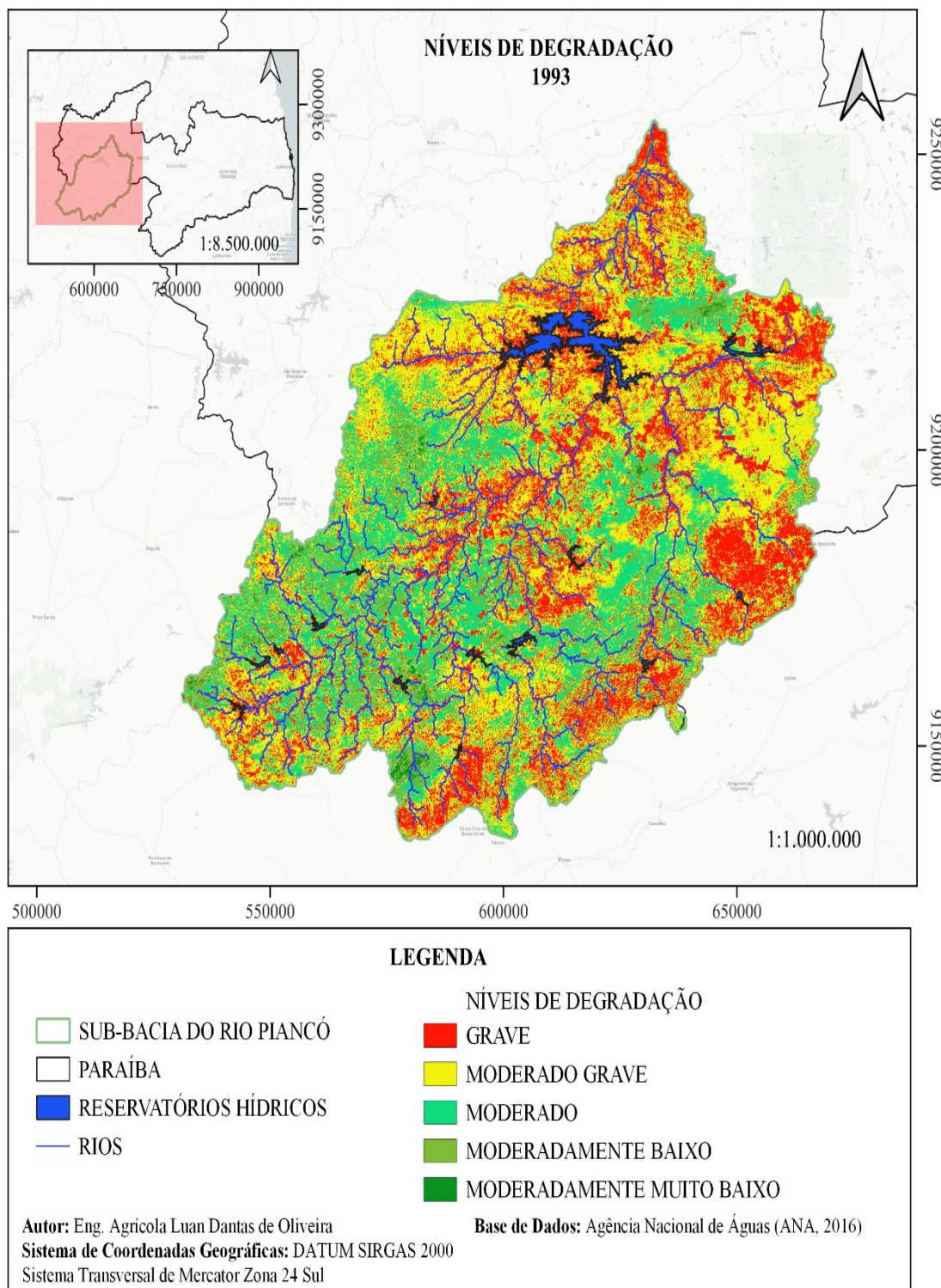
Tabela 14. Classificação da Degradação da SBRP, período de 30 anos.

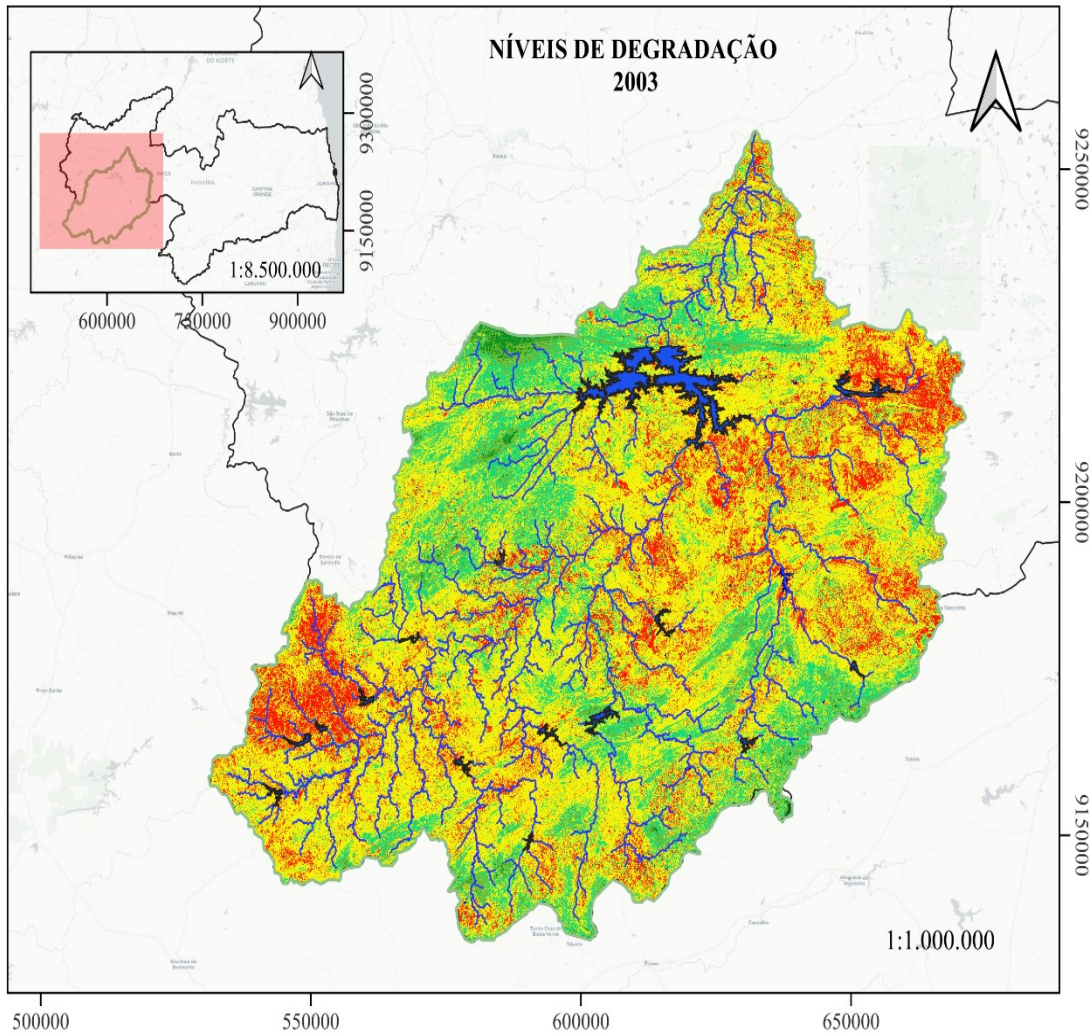
Classe de Degradação	Período							
	1993		2003		2014		2023	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Grave	2414,02	26,15	1365,17	14,79	1114,04	12,07	737,46	7,99
Moderado Grave	3950,06	42,78	5551,05	60,12	5604,6	60,7	908,48	9,84
Moderado	2348,1	25,43	1674,75	18,14	2168,75	23,49	5794,51	62,76
Moderado Baixo	414,97	4,49	437,49	4,74	238,25	2,58	1616,81	17,51
Moderadamente Muito Baixo	51,14	0,55	96,83	1,05	53,33	0,58	90,53	0,98
Total	9232,61	100	9232,61	100	9232,61	100	9232,61	100

Fonte: Autor (2023)

Com base nos dados obtidos através do processamento digital das imagens orbitais, fora elaborado mapas de classificação da vegetação da SBRP para os anos de 1993, 2003, 2014 e 2023, Figura 22. Fora constatado oscilação entre os níveis de degradação de acordo com a década.

Figura 22: Mapa digital dos Níveis de Degradação da Sub-Bacia do Rio Piancó, para os anos de: 1993, 2003, 2014 e 2023.



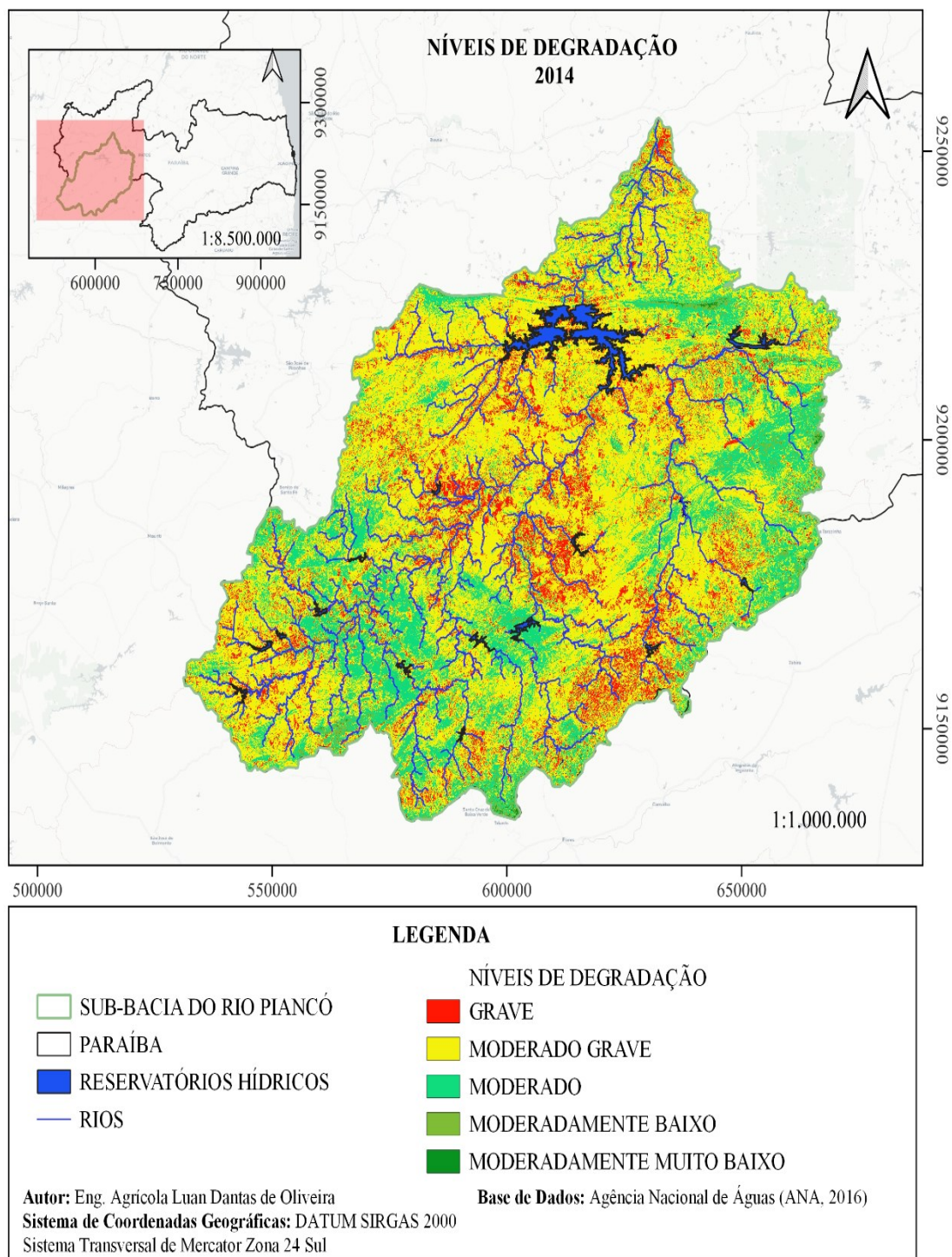


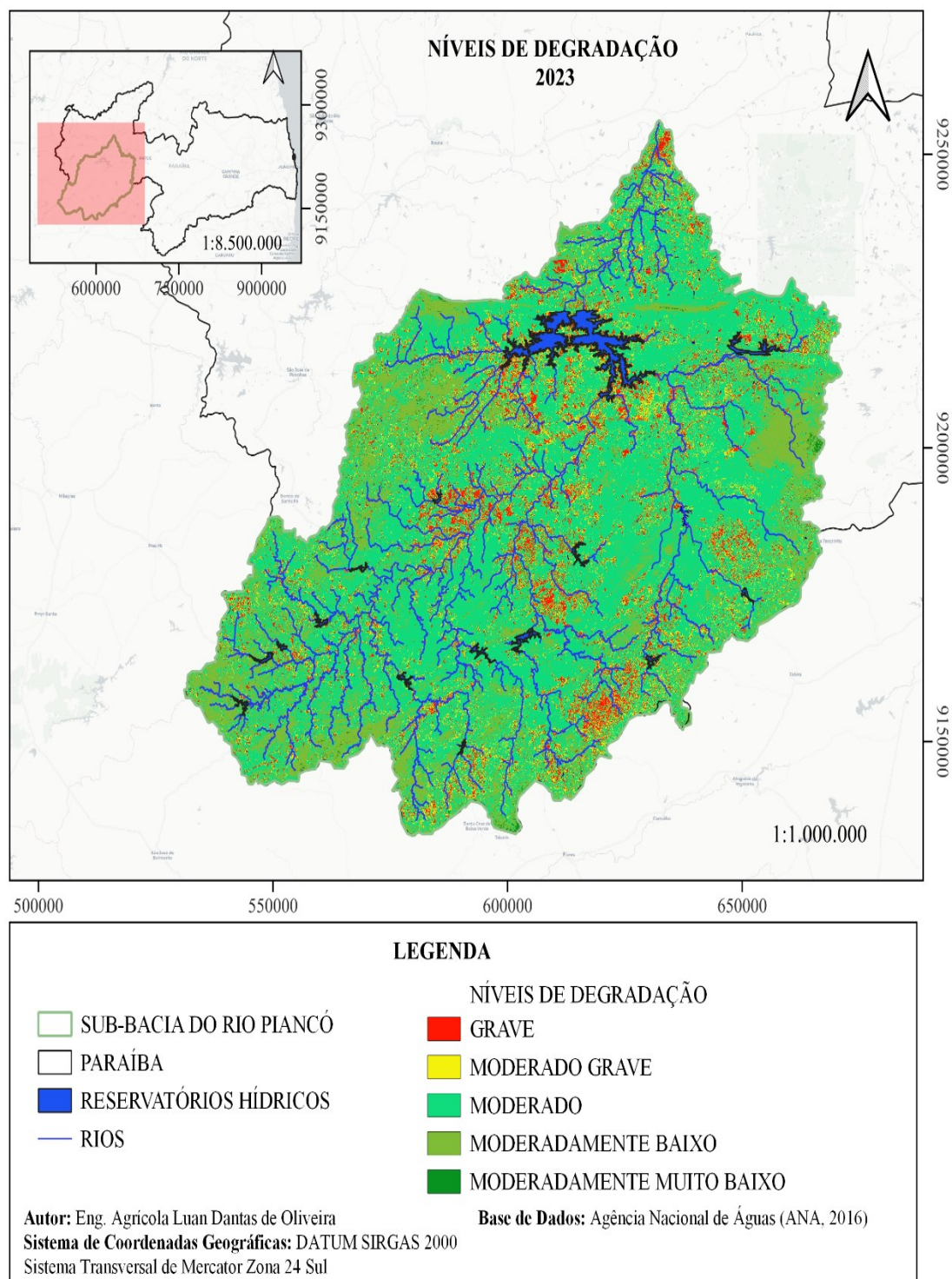
LEGENDA

<p> SUB-BACIA DO RIO PIANCÓ</p> <p> PARAÍBA</p> <p> RESERVATÓRIOS HÍDRICOS</p> <p> RIOS</p>	<p style="text-align: center;">NÍVEIS DE DEGRADAÇÃO</p> <p> GRAVE</p> <p> MODERADO GRAVE</p> <p> MODERADO</p> <p> MODERADAMENTE BAIXO</p> <p> MODERADAMENTE MUITO BAIXO</p>
--	---

Autor: Eng. Agrícola Luan Dantas de Oliveira
Sistema de Coordenadas Geográficas: DATUM SIRGAS 2000
 Sistema Transversal de Mercator Zona 24 Sul

Base de Dados: Agência Nacional de Águas (ANA, 2016)





Fonte: Autor (2023)

De acordo com Nóbrega (2020), O nível de degradação grave ocorre em locais de intensa ação antrópica. De pecuária extensiva, agricultura de sequeiro, geralmente, próximo a rios e fontes hídricas. Os níveis de degradação moderado grave e moderado ocorrem em locais, especialmente, onde a área encontra-se abandonada. Diferindo pelo tempo de pasteio e pela presença de vegetação. No moderado grave as áreas são ocupadas

por gramíneas, matéria orgânica sobre o solo e trechos de solo exposto. No moderado a vegetação corresponde a vegetação semidensa a densa, mostrando a recuperação da vegetação ao longo dos anos. Os níveis de moderadamente baixo compreende áreas onde não houve mudanças no ambiente e a vegetação natural se encontra em estágio de regeneração. Enquanto o nível muito baixo são áreas de vegetação muito densa com ações antrópicas reduzidas ou mesmo inexistente, com vegetação natural em estágio avançado de desenvolvimento.

No ano de 1993, a SBRP, exacerbava uma degradação entre grave e moderado grave que totalizava 68,93% da área da Sub-Bacia. Sugere-se que este nível de degradação, esteja correlato com o modelo de exploração agropecuária do período. Haja vista que em 1995, de acordo com o IBGE (2010), a carga animal excedia 0,2 UA/ha na SBRP.

Apesar de ser de conhecimento a variabilidade na capacidade de carga animal da vegetação Caatinga, principalmente a depender do período (estiagem/chuva) e de fatores locais. Giulietti *et al.* (2004), indicam a concentração de animais ruminantes em uma área que não apresente suporte forrageiro é uma das forças motrizes no processo de degradação.

Para Giulietti *et al.* (2004), o suporte médio deste bioma de até 0,1 UA/ha. Silva *et al.* 2013, considera que a capacidade animal varia de 0,079 a 1,125 UA/ha para uma confiabilidade de suprimento de 99% e 46,7%. Contudo, os autores pontuam que essa capacidade possa decair com o passar do tempo, não sendo considerado uma constante. Evidenciando a necessidade de pousio dessas áreas.

Isto ocorre, pois em regiões semiáridas, as atividades referentes a pecuária extensiva em conjunto com as condições geomorfológicas (altas temperaturas, níveis elevados de evapotranspiração, solos rasos) favorecem a degradação da região. Estando, as atividades agropecuárias, caracterizada pela ação antrópica intensa e desregulada, ligadas diretamente aos processos degradativos da região (Rodrigues, 2021).

Para Vale & Perez-Alberti (2021), a atribuição significativa da pecuária na indução de processos de degradação, decorre, principalmente, da fragilidade do bioma caatinga à processos degradativos. Pois sua regeneração ocorre de forma lenta, a depender

das chuvas, da dispersão de sementes, da existência de um banco de sementes sadias no horizonte do solo e da rebrota dos tocos e raízes.

Um dos principais danos da sobrecarga animal em regiões semiáridas decorre, principalmente, o pisoteio animal que acarreta compactação (período chuvoso) e desagregação (período seco). Resultando, efeitos negativos sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, gerando áreas suscetíveis à processos de desertificação (Parente & Maia, 2011). Em pesquisa, Manzano e Nívar (2000) concluíram que um único sobrepastoreio de caprinos é suficiente para provocar alterações na densidade do solo e na composição de espécies vegetais.

Além disto, Alves *et al.* (2009) elencam outros efeitos exercidos pela atividade no ecossistema, como a seleção herbácea feita pelos ruminantes, que impõem à flora da caatinga uma ação seletiva, podendo resultar em rarefação ou desaparecimento de espécies. Bem como, o efeito comprometedor na recuperação dos estratos arbustivos e arbóreos da caatinga, haja vista que ruminantes, em especial os caprinos, tendem a se alimentar de brotos germinativos. Resultando na perda da biodiversidade do extrato vegetal pela pressão do ramoneio.

Desse modo, as diversas transformações exercidas em área sobrepastejo se conjugam na diminuição na capacidade de carga animal da região. O que induz, de certo modo, em uma necessidade recorrente de mais áreas, reverberando no desmatamento e queimada de áreas indiscriminadas da caatinga para formação de pastagens.

Bem como, é válido considerar que no ano de 1993 as áreas de lavouras temporária, permanente e de extração vegetal abrangiam cerca de 15,54% da Sub-Bacia. A pressão exercida nessas áreas pela agricultura, quando mal manejada, implica em processos degradativos. Fato já atestado em outras regiões semiárida e áridas no globo, no qual os impactos gerados pela exploração insustentável e pela imposição de práticas não condizentes com as condições resultam em processos de degradativos (Mwenzwa, 2017; Dutta *et al.*, 2015; Ahsan, 2020, Çaliscan *et al.*, 2017, Kamel *et al.* 2015, You *et al.*, 2016 e Giménez *et al.*, 2016, Niedrist *et al.*, 2021, Sefiani *et al.*, 2019).

Para Sousa *et al.* (2014), o impacto da agropecuária em regiões semiáridas decorre, principalmente, da abertura de áreas para exploração agrícola, pecuária e pela exploração de lenha como fonte energética para panificadoras, olarias e uso doméstico.

A retirada desordenada desta vegetação provoca perda da biodiversidade, bem como, expõe o solo à ação erosiva das chuvas o que resulta no transporte de partículas para os corpos hídricos e reservatórios, alterando suas características naturais; desencadeando, deste modo, em uma série de processos que, isolados ou em conjunto, impactam o meio, reverberando em diversos processos degradativos.

Souza *et al.* (2023), em pesquisa de revisão da literatura de teses e dissertação no âmbito de degradação ambiental no semiárido brasileiro. Evidenciou que em parte significativa dos estudos (47%), em alguma medida, correlaciona a degradação ambiental da região com a desertificação. Em estudo similar, Silva *et al.* (2021), conclui que a degradação da região Nordeste, esteve e está associada, principalmente, a agropecuária. Que tem impulsionado a perda da biodiversidade, processos erosivos, escoamento superficial, diminuição da água para recargas dos aquíferos, entre outras consequências.

Também, é válido ressaltar que a degradação reportada em 1993 decorre da extensa atividade agrícola que antecede esse período. Souza *et al.* (2023), reitera que em regiões semiáridas, a agrura climática somadas ao padrão de usos territoriais dos povos pretéritos e atuais, predispõe a região à vulnerabilidade e a processos degradativos.

Na SBRP, períodos que antecede 1993 foram caracterizados pelo binômio gado- algodão. Prática que levou a processos degradativos na região semiárida Paraibana. Guerra *et al.* 2012, ressalta que a predominância desse tipo de exploração predominou na região até a segunda metade do séc. XX. Estudos apontam que a exploração indevida resultou em intervenções antrópicas que geram resquícios perceptíveis na vegetação e expondo diferentes estágios de degradação que reverberaram durante décadas (Souza, 2007; Rabelo *et al.*, 2022)

Contudo, o declínio do algodão inicia-se a partir da década de 1970, com a intensificação do bicudo em lavouras. Atrelado a constantes secas que afetou a pecuária regional, inferindo, desse modo, na decadência do binômio gado- algodão. Fato que impulsionou uma migração da população rural para as cidades e grandes centros. Além de uma necessidade de reestruturação de uma base econômica na região (Rabelo *et al.*, 2022).

Os níveis alarmantes de degradação obtidos no presente estudo para o ano de 1993, não é exclusivo a esta região. O mal manejo dos recursos naturais e o

desencadeamento de processos degradativos, tornou-se pauta mundial. Ressalta-se que o fim do século XX é marcado por uma significativa mudança de visão no âmbito de produção, atuação técnica e a prática de políticas de desenvolvimento e convivência com a seca.

Neste período, eventos mundiais, consenso técnicos e científicos passaram a exercer bastante influência nas formulações de políticas públicas (Campos, 2014). Discussões sobre sustentabilidade e desenvolvimento só vingaram após publicações no Clube de Roma e da Conferência de Estocolmo, ambas em 1972 (Ferrari, 2014, André, 2022).

Assim, sugere-se que a compreensão crescente dos impactos da degradação, a pressão exercida pelas leis ambientais e, principalmente, o abandono de terras agrícolas, impulsionaram a atenuação dos níveis de degradação grave obtidos para o período de 2003. No qual, em comparativo com o averiguado no ano de 1993, corresponde a uma redução de 56,65% de área em classe de degradação grave da SBRP. Em consonância com as áreas com degradação moderadamente muito baixo, que embora ocupem apenas 1,05% da Sub-Bacia, refletiu um aumento de 52,38% comparado a década anterior.

Segundo dados do IBGE (2022), o período referente ao ano de 2006, foi caracterizado por uma redução significativa na concentração da carga animal por hectare na SBRP, refletindo a diminuição de áreas com sobrepasteio. Assim como, uma contração de área agrícola. As lavouras temporária, permanente e de extração vegetal em 2006 correspondiam apenas a 3,93%, 31,71% e 15,98% da área explorada de 1995, respectivamente.

A atenuação da ação antrópica na SBRP, decorrente da diminuição da exploração agrícola, possibilitou a sucessão ecológica de algumas áreas da Sub-Bacia no ano de 2003. De acordo com os estudos na Caatinga em região semiárida, Pereira *et al.* (2021) concluiu que a redução na vegetação nativa resultante, especialmente, do sobrepastoreio fragiliza a área ambientalmente. Expondo o solo aos extremos meteorológicos (seca ou chuvas torrenciais), intensificando processos erosivos, promove a perda da matéria orgânica, altera os teores de nutrientes no solo e impacta a microbiota do solo. Gerando impactos negativos que podem levar à deterioração do ecossistema e à desertificação.

No período que marca o ano de 2014, os níveis de degradação praticamente permanecem constantes. Assim como reportado no ano de 2003, a degradação na SBRP, manteve-se concentrada nas classes de degradação Moderado Grave e Moderado. No qual, esses níveis de degradação ainda compunham 78,26% da Sub-Bacia.

Nota-se, comparando os mapas de 1993, 2003 e 2014, que as classes mais críticas de degradação da SBRP, concentra-se em regiões com aporte hídrico natural. Ou seja, próximos a reservatórios, assim como, trechos de rios que embora perenes mantém o solo úmido por mais tempo. A exploração dessas áreas, é resultante da baixa potencialidade de águas subterrâneas da SBRP. Correspondendo a aproximadamente 8% do potencial da Bacia Hidrográfica dos Rios Piancó – Piranhas – Açu (Lima, 2004, ANA, 2016). Fato este, que implica na exploração mais acentuada no entorno de rios e açudes.

De acordo com Lucena (2021), áreas urbanas e de exploração agrícola ao longo do trecho do Rio Piancó, demonstram processos degradativos mais acentuados. A autora, identificou 10 atividades antrópicas (desmatamento, cultivo de pastagem, pecuária, agricultura de subsistência, irrigação, urbanização, captação de água, lançamentos de esgotos, extração de areia e recreação). Resultando, de acordo com a pesquisa, em 18 formas de degradação, sendo a mais expressiva a redução e perda da flora.

Para Barros (2015), os principais impactos ambientais ao longo do Rio Piancó são decorrentes da irrigação para a agricultura familiar e da pecuária. Assim como da presença de lavadeiras às margens do rio, do desmatamento da mata ciliar e da poluição caracterizada pelo uso recreativo do rio.

Calvalcante *et al.* (2016), indica o desmatamento em áreas de mata ciliar como uma das principais formas de degradação ambiental no semiárido, resultando em processos como erosão, assoreamento dos rios, poluição dos solos e água e a perda de propriedade dos solos. E, conseqüentemente, em situações de alto nível de impacto, acarretando núcleos de degradação em diversos pontos e nos mais variados estágios. Lucena (2021), cita que os fatores mais afetados pela degradação em torno do Rio Piancó são, em nível de grandeza, os solos, recursos hídricos, flora, fauna, população, paisagem e o uso e ocupação do solo, respectivamente.

Outro fator que expunha essas áreas a classes de degradação mais elevada, resultam do tipo de solo, a declividade da área e o uso e ocupação do solo. Para Queiroz

et al. (2020), no Brasil, a região semiárida apresenta propensão a ocorrência de erosões decorrente à fraca estrutura de seus solos, bem como, a elevada concentração de chuvas torrenciais em curto períodos, resultando em graves problemas ambientais, como assoreamento dos corpos hídricos superficiais.

Na SBRP as maiores perdas de solo por erosão laminar foram verificadas em frações da bacia de solos classificados como Neossolo Litólico. No qual, grande parte territorial da SBRP, cerca de 60%, é composta por este solo. Detendo características como pouco intemperizados, rasos, com o horizonte A ou hístico assentes diretamente sobre a rocha-mãe. Cerca de 90% ou mais do volume do Neossolo Litólico é composto por fragmentos de rocha com diâmetro maior que 2 mm, caracterizado por serem cascalhento e com frequentes afloramentos rochosos (Lima, 2021).

Na SBRP também é notório a presença de Luvisolo Crômicos e Argissolo Vermelho-Amarelo, solos pouco desenvolvidos e desenvolvidos, respectivamente. Entretanto ambos os solos apresentam baixa profundidade além da elevada concentração de argila em sua composição, fato que dificulta a infiltração hídrica potencializando, por sua vez, a ação erosiva (Francisco *et al.*, 2019, Jacomine, 2008).

Silva *et al.* (2021), classificaram a SBRP em um grau de susceptibilidade de mediamente estável/vulnerável à processos erosivos. Este grau de vulnerabilidade corresponde a 66% da área total da Sub-Bacia e que outros 19% enquadram-se como moderadamente vulnerável a vulnerável. Para Silva *et al.* (2019), além do assoreamento, a erosão acarreta a lixiviação das camadas férteis do solo, empobrecendo nutricionalmente as terras e contribuindo para o surgimento de áreas degradadas.

No ano de 2023, fora averiguado, através do processamento digital de imagens efetuados nesta pesquisa, uma recessão das classes de degradação da SBRP. No qual, 80,27% do perímetro encontrava-se em condições de degradação moderado a moderado baixo. Refletindo uma diminuição nas áreas em níveis de degradação mais danosos, quando comparado aos anos anteriores analisados no presente estudo.

Em abordagem mais ampla, no ano de 1993, 42,78% da SBRP apresentava níveis de degradação moderado grave. Seguidos de 26,15% da área em degradação grave e 25,43%, em moderado. Nos anos que se sucedem, a SBRP mantém-se com maior parte de sua extensão com níveis moderado grave expressivos. Contudo, nota-se uma atenuação

nos níveis de degradação grave que nos anos de 2003, 2014 e 2023 correspondiam a 14,79, 12,07 e 7,99%, respectivamente. Ao tempo que o nível de degradação moderado aumenta de 18,14% em 2003 para 62,76% em 2023

Resultados similares foram obtidos por Nóbrega (2020) ao analisar a cidade de São José de Espinharas, região contígua a SBRP. No qual, o nível de degradação moderado baixo, passou de 13,45% para 42,51% para o período de 1998 e 2018. Para o autor, a redução das ações antrópicas propicia a recuperação da vegetação nativa. Contudo, a mesma ocorre de forma lenta e compassada.

De acordo com o banco de dados do IBGE (2010), ao comparara o ano de 2017 com o de 1995, nota-se na SBRP uma redução de 30,67%, 3,57% e 38,59% de lavoura temporária, permanente e de extração vegetal. Em contrapartida, a área de exploração agrícola cresceu quando comparado com o ano de 2003. Havendo aumento significativo da área explorada que passou de 2.059 para 4.971 (ha) e de 4.938 para 38.528 (ha) do perímetro com exploração vegetal e com lavoura temporária, respectivamente. Também, pôde ser notado um incremento na concentração de carga/animal. Evidenciando uma retomada das atividades agropecuárias na SBRP.

Segundo o censo do IBGE de 2017, o setor de maior representatividade do PIB da SBRP é o agropecuário, contrariamente às Sub-Bacias que a delimitam, como a do Alto Piranhas e Peixes que apresentam maior representatividade dos setores de serviços e indústrias, respectivamente. Contudo, a atividade agropecuária exercida na SBRP, não deve ser considerada como uma causa da degradação. Haja vista que o gatilho para processos degradativos dá-se com o uso indevido dos recursos naturais, ou seja, pela execução e não pela atividade econômica.

Souza *et al.* 2014, salientam que independente do setor, quando essas atividades são manejadas inadequadamente tornam-se um risco potencial para o meio ambiente. Podendo ocasionar uma série de impactos dentre os quais, nesta região, a degradação do solo, salinização, sodificação e a intensificação dos processos de desertificação.

Para Andrade *et al.* 2010, o emprego de manejo adequado pode tornar sistemas de produção agrosilvipastoris sustentáveis, além de atuar como ferramenta na conservação do solo, da água e no sequestro de carbono, reduzindo a emissão de Gases de Efeito Estufa (GEEs). Sendo necessário, o desenvolvimento de sistemas de produção capazes de se

adaptar a variação climática, de modo que garanta a produção de alimentos, agroenergia, fibras e a manutenção de serviços ambientais.

De acordo com Santos *et al.* 2011, têm sido desenvolvidos e adotados modelos sustentáveis visando a integração das atividades agrícolas e pecuárias e conservação de unidades florestais objetivando a manutenção da biodiversidade, em regiões semiáridas. Principalmente, tecnologias visando o uso sustentável na manipulação da vegetação para fins pastoris. Tendo em vista que este é o uso principal das terras nestas regiões.

Na execução da coleta de dados da SBRP, parte importante da presente pesquisa, fora presenciado a disseminação do cultivo de capim (*Androgon Gayanus Kunt*) (Figura 23). Prática que pode revitalizar áreas degradadas, proteger as propriedades físicas do solo além de produzir forragem para a pecuária. A disseminação desse cultivo, embora em locais pontuais, podem ter servido como um fator atenuante no nível de degradação na SBRP, justificando os resultados obtidos na classificação de degradação para 2023.

Figura 23: Pontos de observação. Pasto com cultivo de capim (*Androgon Gayanus Kunt*) na Sub-Bacia do Rio Piancó



Fonte: Autor (2023)

Análises apontam que o cultivo do capim dessa espécie, promove uma maior proteção vegetal por meio da cobertura vegetal herbácea (Santos *et al.*, 2014). Ao analisar a Bacia Hidrográfica do Alto Jaguaribe região semiárida do Ceará, Sousa *et al.* 2016, pontuou que o capim (*Androgon Gayanus Kunt*) promoveu uma redução de 99,36% de perdas de solo e 71,88% para as perdas por escoamento. Evidenciando, desse modo, o efeito dissipador do capim referente a energia cinética das chuvas.

Embora o plantio de capim (*Androgon Gayanus Kunt*) possa ser uma prática conservacionista. Na SBRP, fora presenciado a má execução dessa atividade em algumas localidades. No qual, perímetros de serra eram completamente desmatadas e queimadas para o plantio do capim (Figura 24). De modo que áreas antes ocupadas por vegetação nativa fosse substituída pela forrageira.

Figura 24: Pontos de observação. Áreas com desmate e queimadas na Sub-Bacia do Rio Piancó.



Fonte: Autor (2023)

Para Pereira Filho *et al.* 2013, o raleamento da Caatinga é uma conduta no qual ocorre manipulação na densidade de árvores e a alteração da composição florística de modo que aumentem a forragem de rebanhos. Contudo, o autor esclarece que esta prática deve ocorrer em concordância com as condições do local.

Estudos apontam que, para a vegetação caatinga, uma densidade de árvores nativas deve ser preservada em áreas de raleamento, variando conforme o uso dado a área. Para fins agrícolas e pastoris, deve manter densidades em torno de 50 a 70 árvores por hectare, representando aproximadamente 10 a 15% da cobertura vegetal. Para fins exclusivamente pastoris, a densidade sugerida aumenta para 200 árvores por hectares, o que representa 30% da cobertura vegetal (Araújo Filho, 2006, Ferreira, 2017).

Na pesquisa de campo exercida para a composição do presente trabalho, fora presenciado, algumas zonas de mineração na SBRP, especialmente a extração de areia no

entorno do Rio Piancó (Figura 25). De acordo com Filho (2019) este setor exerce relevância no âmbito econômico-social da região, contudo, pode acarretar severos impactos ambientais.

Figura 25: Pontos de observação. Áreas de extração de areia no Rio Piancó



Fonte: Autor (2023)

Filho (2019), em estudo sobre a extração de areia do Rio Piancó em um percurso de 110 km identificou um total de treze áreas de extração, das quais, onze encontram-se em estado de ilegalidade. A análise apontou que apesar da mineração gerar impactos positivos como a geração de emprego e renda, além de ampliar a capacidade de retenção de sedimentos e evitar cheias. Contudo, o autor salienta que cerca de 70% dos impactos gerados pela mineração na SBRP são negativos. Afetando diretamente o solo, a fauna e flora, a qualidade do ar, os recursos hídricos e distorce aspectos paisagísticos da região. A ilegalidade e a extração desordenada deste recurso potencializam esses impactos. Pois, trata-se de uma lavra não submetida a licenciamento ambiental, inclusive de um plano de recuperação de área degradada.

No Rio Piancó, também se verificou o desmate da mata ciliar para o plantio de lavouras temporárias (Figura 26). Medeiros *et al.* (2021), constatou que 59% da área de proteção ambiental (APP) do Rio Piancó, no trecho urbano de Pombal- PB, encontra-se em condições de solo exposto e os demais 41% são apenas fragmentos de mata ciliar e da cobertura nativa da referida área, sendo às ações antrópicas a principal causa desse processo, destacando a pecuária e a urbanização. Assim, ocorre no local a vulnerabilização do solo a agentes naturais (chuvas, incidência solar, ventos, dentre outros), tornando-o significativamente mais susceptível à processos erosivos e de compactação.

Figura 26: Pontos de observação. Áreas com desmate da mata ciliar no entorno do Rio Piancó.



Fonte: Autor (2023)

Ressalta-se que de acordo com o mais recente Código Florestal Federal, Lei nº. 12.651, de 25 de maio de 2012, as matas ciliares são Áreas de Preservação Permanente (APPs). Compreendendo áreas de extrema relevância, em relação à conservação da água, devendo permanecer intacta para garantir a preservação dos recursos hídricos, da estabilidade geológica e da biodiversidade. Desta forma, a exploração inconsequente dessas regiões na SBRP, bem como, qualquer desordem em seu meio natural pode ser enquadrada como degradação ambiental e infere em crime ambiental e é cabível punição.

Os efeitos da retirada da mata ciliar para o plantio agrícola na SBRP, observados no desenvolvimento da presente pesquisa, já constam em alguns trabalhos científicos. Objetivando identificar os impactos ambientais nas águas do trecho perenizado do Rio Piancó, Souza *et al.* (2019), catalogou 12 tipos de atividades antrópicas de elevado potencial de impacto. Havendo predominância da agricultura com 27,9% do total, seguidas de pecuária extensiva, cultivo de pastagem e desmatamento da mata ciliar, com aproximadamente 19,7%, 15% e 10% da sua totalidade, respectivamente. Estas atividades geram 132 impactos ambientais nas águas do rio, dentre os quais, o autor identificou, a poluição e contaminação hídrica, a eutrofização, o aumento da turbidez e a alteração da qualidade hídrica.

Medeiros *et al.* 2021, verificaram que 59% da área de proteção ambiental (APP) do Rio Piancó, no trecho urbano de Pombal- PB, encontra-se em condições de solo exposto e os demais 41% são apenas fragmentos de mata ciliar e da cobertura nativa da referida área, sendo às ações antrópicas a principal causa desse processo, destacando a pecuária e a urbanização. Assim, ocorre no local a vulnerabilização do solo a agentes naturais (chuvas, incidência solar, ventos, dentre outros), tornando-o significativamente mais susceptível à processos erosivos e de compactação.

Sousa *et al.* (2014), ao monitorar os parâmetros de qualidade da água da SBRP averiguou intensa pressão antrópica nos recursos hídricos. Principalmente no que concerne a retirada da vegetação ciliar para exploração de atividades agropecuárias. Tal fato ficou evidenciado principalmente em períodos chuvosos, pois, o solo exposto fica mais suscetível ao deflúvio superficial. Carreando diversos materiais de diferentes origens para o curso d'água. Deflorando no decaimento da qualidade hídrica, especialmente em parâmetros como pH, nitrogênio, fósforo e coliformes termotolerantes.

Além disto, na execução da coleta de pontos para efetivação da presente pesquisa, fora evidenciado um perímetro de despejo de efluentes doméstico na proximidade do Rio Piancó (Figura 27). Pesquisas apontam que a prática possa estar havendo também em outros setores no entorno do rio. Júnior *et al.* (2017), indicou o crescimento populacional e o processo de urbanização desordenado como um dos principais vetores para o surgimento de diversos impactos ambientais na fração do rio situada na cidade de Piancó-PB, visto o aumento e descarte indevido de esgotos no rio através de conexões clandestinas na rede de drenagem pluvial. O Autor ressalva que o transporte de elevadas quantidades de microorganismos patogênicos e compostos em decomposição para o Rio Piancó compromete a vida aquática e a saúde pública, amplia o nível de eutrofização e propicia a redução da vazão hídrica do rio.

Figura 27: Pontos de observação. Áreas com despejo de efluentes doméstico na proximidade do Rio Piancó.



Fonte: Autor (2023)

De acordo com a ANA (2017) o município de Piancó, um dos mais expressivos na SBRP, apresenta 67% da parcela dos esgotos coletados, contudo sem tratamentos, no qual são destinados a fossas sépticas. Enquanto os efluentes não coletados, 25% do total, são depositados em fossas rudimentares, lançados em redes de drenagem de águas pluviais ou são postas diretamente no solo e nos corpos d'água. Ainda, de acordo com a

agência, a carga total da DBO (Demanda bioquímica de oxigênio) gerada pelos efluentes no perímetro urbano encontra-se em uma ordem de 1.414 kg/dia e a lançada de 1.353 kg/dia. O que requer, nestas condições, um sistema de tratamento de esgotos com um nível de eficiência correspondente a 97%, para que assim, posteriormente, os efluentes sejam lançados no Rio Piancó sem resultar em danos severos ao sistema hídrico.

Segundo a Resolução CONAMA n° 357/2005, o rio Piancó enquadra-se no grupo de rios de classe II, podendo ser destinados ao abastecimento para consumo humano, após um tratamento convencional; à recreação de contato primário, como natação e mergulho; à proteção das comunidades aquáticas; à aquicultura e atividade de pesca e à irrigação de plantas frutíferas e hortaliças. Contudo, de acordo com Barros (2015), em análise dos parâmetros microbiológicos da água, foi detectado resultados insatisfatórios, com valores elevados de coliformes totais e a presença de *E. coli*, tanto no período de estiagem como no chuvoso. A pesquisa atestou a presença de coliformes totais superior a 1100 NMP.100ml¹ em 83% das amostras, não atendendo ao limite máximo estipulado pela Resolução do CONAMA n° 357/2005, para rios classe II, que corresponde a 1 x 10³ NMP.100ml¹ de coliformes totais. Enquanto, apesar do valor de *E. coli* de até 800 NMP.100ml¹ ser permitido pela resolução supracitada, a sua presença na água não atende a padrões de potabilidade para o consumo humano e animal, que de acordo com a Portaria n° 2.914/2011 a presença de *E. coli* na água a torna imprópria para o consumo sem o devido tratamento, bem como, é inibida seu uso para a irrigação de hortaliça folhosas, em decorrência da provável contaminação por patógenos.

No tocante a degradação analisada, embora as áreas de degradação com classificação mais acentuada tenham decaído. As áreas de degradação moderadamente baixa mantiveram-se quase nulas em todo o período estudado. Essas áreas, caracterizadas por apresentar estágios de sucessão ecológica avançado, encontram-se dissipadas na SBRP e correspondem a fragmentos de florestas. No qual, evidências recentes na Caatinga, indicam que para manutenção da biodiversidade é necessário que áreas de floresta tenham maior abrangência e contato entre si, de modo que favoreça o fluxo de serviços ecossistêmicos (Araújo *et al.*,2021; Oliveira, 2021)

Bezerra *et al.* (2016), ao analisar os diferentes graus de fragilidade ambiental na SBRP, identificaram que a bacia apresenta fragilidade potencial e fragilidade emergente de alta a muito alta, com percentuais acima dos 95%, em ambas. Dessa forma, essas áreas,

as quais incluem as Sub-Bacia do Rio Piancó, requerem maior atenção quanto ao uso dos recursos naturais e a proteção ecossistêmica. Visto que qualquer alteração compromete a funcionalidade do sistema, rompendo o seu estado de equilíbrio dinâmico (ROSS, 1994).

Ressalta-se que a vegetação Caatinga, presente em totalidade na SBRP, embora caracterizado por representar um dos biomas mais abrangentes e genuinamente brasileiro. Cujo ecossistema delimita e confronta diversos outros biomas. Sendo o único resiliente às condições severas do semiárido (Freire *et al.* 2021). As ações de preservação são recentes e ainda engatinham na obtenção de resultados.

O texto constitucional brasileiro, até o momento de elaboração desta pesquisa, ainda não reconhece o bioma Caatinga como Patrimônio Nacional. Só a partir de 2010, excedendo duas décadas após a publicação da Constituição de 1988, lança-se uma proposta de emenda à Constituição (PEC 504/2010). No qual, propõem o reconhecimento do bioma como patrimônio, de modo que o bioma tenha sua proteção conferida pelo dispositivo constitucional. Garantindo direito institucional de não supressão, além de maior amplitude por meio dos instrumentos processuais. Entretanto, o projeto de emenda constitucional ainda permanece em tramitação (Alvarenga & Martins, 2009, Freire, 2021).

No oportuno, também é válido evidenciar que de acordo com o Art. 225 da Constituição de 1988. “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações. Ainda no Art. 225, 3º parágrafo, “As condutas e atividades consideradas lesivas ao meio ambiente sujeitarão os infratores, pessoas físicas ou jurídicas, às sanções penais e administrativas, independentemente da obrigação de reparar os danos causados”.

Desse modo, os atos agressivos ao meio ambiente reverberam em uma repercussão jurídica tripla. Sendo passível a sanções administrativas (multas), sanções criminais (Art. 33 da Lei 9.605/98) e sanções civis (indenização pelo dano causado, com base no art. 14 da Lei 6.938/81). Podendo haver implicações também por negligência, insuficiência e/ou deficiência de serviços públicos. Bem como, salienta-se que os crimes ambientais são imprescindíveis (Nadalini, 2013).

7 CONCLUSÕES

Através do Processamento Digital de Imagens, foi possível realizar, satisfatoriamente, a classificação da cobertura vegetal, assim como, os níveis de degradação. No qual, por meio de imagens orbitais multitemporais e de técnicas de processamento digital de imagens obteve-se a caracterização espaço-temporal da vegetação e dos níveis de degradação na Sub-Bacia do Rio Piancó.

A Sub-Bacia apresentou, durante o período analisado de 30 anos, maior expressividade de níveis de vegetação na classe semidensa e rala. Evidenciando um alto grau de supressão da vegetação. A classe de vegetação densa alcançou maior abrangência em área no ano de 2003. Período no qual houve uma redução das atividades agropecuárias, resultando, desse modo, na amenização da ação antrópica na Sub-Bacia.

Contudo, no ano de 2014 e 2023 a Sub-Bacia, com a retomada das atividades agropecuárias, evidenciou um decaimento nas classes de vegetação muito densa e densa. O aumento ocorrido na taxa de solo exposto no período de 2014-2023 é expressivo, correspondendo a uma abrangência de 1,88% para 15,04%, respectivamente.

As áreas de vegetação muito densa e densa, em todo o período estudado, corresponde a perímetros restritos que possuem como característica relevos ondulados e com altos valores altimétricos. O que sugere, a ocorrência da vegetação em classes de maiores densidade em locais onde é inviável a exploração agrícola.

Quanto as classes de degradação, no ano de 1993, 42,78% da SBRP apresentava níveis de degradação moderado grave. Seguidos de 26,15% da área em degradação grave e 25,43%, em moderado. Nos anos que se sucedem, a SBRP mantém-se com maior parte de sua extensão com níveis moderado grave expressivos. Contudo, nota-se uma atenuação nos níveis de degradação grave que nos anos de 2003, 2014 e 2023 correspondiam a 14,79, 12,07 e 7,99%, respectivamente. Ao tempo que o nível de degradação moderado aumenta de 18,14% em 2003 para 62,76% em 2023.

O período de menor impacto ambiental, com base nos mapas de degradação, corresponde a 2003. Período caracterizado pela redução significativa na concentração da carga animal por hectare na Sub-Bacia do Rio Piancó, refletindo a diminuição de áreas com sobrepasteio. Assim como, uma contração de lavouras temporárias, permanente e de extração vegetal.

No ano de 2023, fora averiguado, uma recessão das classes de degradação da Sub-Bacia do Rio Piancó. No qual, 80,27% do perímetro encontrava-se em condições de degradação moderado a moderado baixo. Refletindo uma diminuição nas áreas em níveis de degradação mais danosos, quando comparado aos anos anteriores analisados no presente estudo. Contudo, embora as áreas de degradação com classificação mais

acentuada tenham decaído. As áreas de degradação moderadamente baixa mantiveram-se quase nulas em todo o período estudado.

8 REFERÊNCIAS

AGARWALA, N. China: Combating environmental degradation. *International Journal of Environmental Studies*, v. 75, n. 5, p. 775-798, 2022.

AHSAN, M. D. Desertification in the OIC Member Countries: Factors, Challenges and the Way Forward. *Bartın Orman Fakültesi Dergisi*, v. 22, n. 2, p. 642-653, 2020.

ALMEIDA, M. A. O. D.; FARIA, E. F. S.; MADUREIRA, K. M.; MENDONÇA, L. R.; LAMBERT, S. M.; NISHI, S. M. Criando caprinos e ovinos no semiárido: manejos e doenças. Editora da Universidade Federal da Bahia, v. 01, 262 p., 2023.

ALVARENGA, L. J.; MARTINS JR, P. P. A proteção jurídico-constitucional dos domínios fitogeográficos brasileiros e o drama silencioso do Cerrado e da Caatinga. In: Congresso Latino-Americano de Direito Florestal-Ambiental. 2009.

ALVES, A. A.; REIS, E. M.; SILVA NETO, M. F. Forrageiras indicadas para a alimentação animal no Semiárido brasileiro. Embrapa Semiárido, 62 p., 2015.

ALVES, J. J. A.; ARAÚJO, M. A.; NASCIMENTO, S. S. (2009). Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. Revista Caatinga, v. 22, n. 03, p. 126-135, 2009.

ALVES, S. J.; MORAES, A.; CANTO, M. W.; SANDINI, I. Espécies Forrageiras Recomendadas para a Produção Animal. Portal EMBRAPA, 82 f., 2023.

ALVES, T. L. B.; AZEVEDO, P. D.; FARIAS, A. D. (2015). Comportamento da precipitação pluvial e sua relação com o relevo nas microrregiões do Cariri Oriental e Ocidental do estado da Paraíba. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 8, n. 6, p. 1601-1614, 2015.

AMARAL, B. S. D. D. Análise espacial das perdas de solo no estado da Paraíba. Monografia (Geociências Centro de Ciências Exatas da Natureza) , Universidade Federal da Paraíba, Campus I, 2016.

AMORIM, L. A. Análise quantitativa dos recursos hídricos no sistema Coremas Mãe d'Água localizado no sertão da Paraíba. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso para obtenção do título de Bacharel em Administração. Universidade Federal de Campina Grande-UFCG. – Sousa-PB, 2019.

ANDRADE, A. G.; FREITAS, P. L.; LANDERS, J. Aspectos gerais sobre o manejo e conservação do solo e da água e as mudanças ambientais. Manejo e conservação do solo e da água no contexto das Mudanças Ambientais. EMBRAPA SOLOS: Rio de Janeiro, 1 Ed, cap. 01, p. 25-40, 2010.

ANDRÉ, P. Antologia de ensaios. Compromissos com o meio ambiente: 50 anos da Conferência de Estocolmo (1972-2022). Edição: DINÂMIA'CET-IUL, p. 163, 2022.

- ANGELOTTI, F.; SÁ, I. B.; MELO, R. F. Mudanças climáticas e desertificação no Semi-Árido brasileiro. A Desertificação e as Mudanças Climáticas Globais, Embrapa Semi-Árido; Campinas: Embrapa Informática Agropecuária cap. 03, p. 41-49, 2009.
- ARAÚJO FILHO, J. A. Manejo de pastagens nativas no sertão cearense. In: Simpósio brasileiro de pastagem nativa do tropico semi-árido, Fortaleza, CE, p. 45-58, 1980.
- ARAÚJO, G. G. L.; GUIMARÃES FILHO, C.; CARVALHO FILHO, O. M. Sistemas agroflorestais pecuários no semi-árido do Brasil. IV Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais, cap. XX, p. 141- 151, 2004.
- ARAUJO, G. H. DE S.; ALMEIDA, J. R. DE; GUERRA, A. J. T. Degradação Ambiental. In: Gestão Ambiental de Áreas Degradadas. Rio de Janeiro: [s.n.]. p. 320, 2017.
- ARAUJO, H. F.; MACHADO, C. C.; PAREYN, F. G.; NASCIMENTO, N. F.; ARAÚJO, L. D.; BORGES, L. A.; SILVA, J. M. C. (2021). A sustainable agricultural ; Oliveira, landscape model for tropical drylands. Land use policy, v. 100, 104913, 2021.
- ARAÚJO, J. R. E. S.; SILVA, J. H. B.; BATISTA, M. C.; SABINO, B. T. S.; ALMEIDA, I. V. B.; ABREU, K. G.; SANTOS, J. P. O. Agricultura de sequeiro e variabilidade produtiva de uma cultura de subsistência em Gado Bravo, Semiárido da Paraíba. Diversitas Journal, v. 06, n. 03, p. 2905-2918, 2021.
- AZARE, I. M., ABDULLAHI, M. S., ADEBAYO, A. A., DANTATA, I. J., DUALA, T. Deforestation, Desert Encroachment, Climate Change and Agricultural Production in the Sudano-Sahelian Region of Nigeria. J. Appl. Sci. Environ. Manage, v. 24, n. 1, p. 127-132, 2020.
- BARBOSA, A. J. S. D. S. (2021). Modelagem numérica-experimental da produção de sedimentos de pequenas bacias hidrográficas da Amazônia. Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Naturais da Amazônia, PRODERNA/ITEC, da Universidade Federal do Pará.
- BARRELLA, W. *et al.* As relações entre as matas ciliares os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO; H. F. Matas ciliares: conservação e recuperação. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, p. 187-208, 2001.

BARRETO FILHO, B. F. A produção agropecuária na região geográfica imediata de pau dos ferros (2006/2017). *Revista Geotemas*, v. 13, p. 01-23, 2023.

BARROS, A. T. Caracterização físico-química e biológica da água e dos solos das margens do rio Piancó. 2015. 180 f. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais, Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Brasil, 2015.

BECERRIL-PIÑA, R., MASTACHI-LOZA, C. A., GONZÁLEZ-SOSA, E., DÍAZ-DELGADO, C., BÂ, K. M. (2015). Assessing desertification risk in the semi-arid highlands of central Mexico. *Journal of Arid Environments*, v.120, n. 1, p. 4–13, 2015.

BEZERRA, E. S.; MAFALDA, S.; ALVAREZ, A. B.; CHAVEZ, R. F. Análise temporal de ilhas de calor utilizando processamento de imagens de satélite: estudo de caso Rio Branco, Acre. *Revista Brasileira de Computação Aplicada*, v. 15, n. 1, p. 70-78, 2023.

BEZERRA, U. A., OLIVEIRA, L. M. M., CANDEIAS, A. L. B., SILVA, B. B., LEITE, A. C. L. S., SILVA, L. T. M. S. Comparativo do Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI) entre os Sensores OLI-Satélite Landsat-8 e MSI–Satélite Sentinel-2 em Região Semiárida. *Anuário do Instituto de Geociências*, v. 41, n. 3, p. 167-177, 2018.

BEZERRA, U. A., OLIVEIRA, L. M. M., LEITE, A. C. L., ALMEIDA, D. N. O., CANDEIAS, A. L. B., JÚNIOR, J. R. T. Multitemporal analysis of vegetation indices for the superior region of the Moxotó River hydrographic basin. *Journal of Hyperspectral Remote Sensing*, v. 7, n. 5, p. 272-283, 2017.

BOUKSILA, F., BAHRI, A., BERNDTSSON, R., PERSSON, M., ROZEMA, J., SJOERD, E. A. T. M., ZEE, V. D. Assessment of soil salinization risks under irrigation with brackish water in semiarid Tunisia. *Environmental and Experimental Botany*, v. 92, p. 176–185, 2013.

BOUSBIH, S., ZRIBI, M., EL HAJJ, M., BAGHDADI, N., LILI-CHABAANE, Z., GAO, Q., FANISE, P. Soil moisture and irrigation mapping in A semi-arid region, based on the synergetic use of Sentinel-1 and Sentinel-2 data. *Remote Sensing*, v.10, n.12, p.1953, 2018.

- ÇALIŞKAN, S., BOYDAK, M. Afforestation of arid and semiarid ecosystems in Turkey. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, v. 41, n. 5, p. 317-330, 2017.
- CAMPOS, J. N. B. Secas e políticas públicas no semiárido: ideias, pensadores e períodos. *Estudos avançados*, v. 28, n. 82, p. 65-88, 2014.
- CÂNDIDO, M. J. D.; ARAÚJO, G. G. L.; CAVALCANTE, M. A. B. Pastagens no ecossistema Semi-árido Brasileiro: atualização e perspectivas futuras. *Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia*, 42, p. 85-94, 2005.
- CAO, Q., LI, J., XIAO, H., CAO, Y., XIN, Z., YANG, B., YUAN, M. (2020). Sap flow of *Amorpha fruticosa*: implications of water use strategy in a semiarid system with secondary salinization. *Scientific Reports*, v. 10, n. 1, p. 1-11, 2020.
- CAO, S., LIU, Y., YU, Z. China's Successes at Combating Desertification Provide Roadmap for Other Nations. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, v. 60, n. 2, p. 16–24, 2018.
- CARREIRO, D. D. A. (2021). Avaliação do uso e ocupação do solo na qualidade ambiental da água de reservatórios de abastecimento em uma Sub-Bacia do Rio Piancó-Piranhas-Açu. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande-UFCG. Pombal-PB, 63 p., 2021.
- CARVALHO, A. A.; LOPES, I.; SILVA, O. F. Tendências observadas na precipitação sobre a Bacia do Riacho do Navio (Pernambuco). *Anuário do Instituto de Geociências*, v. 42, n. 4, p. 56-70, 2020.
- CAVALCANTE, M. B; SILVA, G. R. A semiaridez e a gestão em bacias hidrográficas: uma análise do rio calabouço RN/PB. *Anais I Congresso Internacional da Diversidade do Semiárido- CONIDIS*. Campina Grande-PB, 2016.
- CERRI, R. I., REIS, F. A. G. V., GRAMANI, M. F., GABELINI, B. M., ZAINÉ, J. E., SISTO, F. P., GIORDANO, L. C. Análise da influência de atributos fisiográficos e morfométricos na definição da suscetibilidade de bacias hidrográficas à ocorrência de corridas de massa. *Geologia USP. Série Científica*, v. 18, n. 1, p. 35-50, 2018.
- CHAVES, M. E. D. MARTINS, F., MATAVELI, G., CONCEIÇÃO, K., BARROS, K. GUERREIRO, J. Focos de calor no Cerrado e na Caatinga de Minas Gerais

identificados por sensor orbital. *Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto*, v. 2, n. 1, p. 42–54, 2021.

CHAVES, M., MARTINS, F., MATAVELI, G., CONCEIÇÃO, K., BARROS, K., GUERRERO, J. Focos de calor no Cerrado e na Caatinga de Minas Gerais identificados por sensor orbital. *Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto*, v. 2, n. 1, 2021.

CHEN, L., MA, Z., ZHAO, T. Modeling and analysis of the potential impacts on regional climate due to vegetation degradation over arid and semi-arid regions of China. *Climatic Change*, v. 144, n. 03, p. 461–473, 2017.

CHEN, W., JANIZADEH, S., BHUNIA, G. S., BERA, A., PHAM, Q. B., LINH, N. T. T., BALOGUN, A., WANG, X. Deep learning and boosting framework for piping erosion susceptibility modeling: spatial evaluation of agricultural areas in the semi-arid region. *Geocarto International*, v. 37, n. 16, p. 4628-4654, 2022.

CORREIA, R. C.; KILL, L. H. P.; MOURA, M. S. B.; CUNHA, T. J. F.; JESUS JÚNIOR, L. A.; ARAÚJO, J. L. P. A região semiárida brasileira. *Produção de caprinos e ovinos no Semiárido*. Petrolina: Embrapa Semiárido, cap. 01, p. 21-48 2011.

COSTA, A. F. D. Indicadores produtivos e reprodutivos de um rebanho de cabras leiteira no estado da Paraíba. *Trabalho de Conclusão de Curso (Zootecnia)*, 48 f. Universidade Federal da Paraíba, Graduação em Zootecnia, 2023.

DIAS, R. L. F. Intervenções públicas e degradação ambiental no semiárido cearense (O caso de Irauçuba). 1998. 139 f. *Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente*. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, UFC, 1998.

DIAZ, C. C. F. Precipitação e produtividade agrícola na Bacia Hidrográfica do Rio Pajéu-PE: Vulnerabilidade anual e interanual. *Dissertação (Mestrado em Geografia)*, 139 f. Universidade Federal de Pernambuco, Programa De Pós-Graduação Em Geografia, 2016.

DORNELLAS, P. C.; SEABRA, V. S.; XAVIER, R. A.; SILVA, R. M. Estimativa de perdas de solo na bacia do alto rio paraíba, região semiárida do estado da paraíba. *Revista OKARA: Geografia em Debate*, v. 11, n. 02, p. 338-350, 2017.

DUTTA, S., CHAUDHURI, G. Evaluating environmental sensitivity of arid and semiarid regions in northeastern Rajasthan, India. *Geographical Review*, v. 105, n. 4, p. 441-461, 2015.

FARIA, R. M. O uso de geotecnologias na análise ambiental do município de Caicó – RN. 2023. 25f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) - Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Caicó, 2023.

FARIAS, A. A.; SOUZA, J. T. A.; ALVES, T. L. B.; SILVA, V. M. A; NETO, J. M. M. Degradação Ambiental no Entorno da Bacia Hidráulica do Açude Manoel Marcionilo, Taperoá-PB. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 05, n. 04, p. 863-876, 2012.

FENTA, A. A., YASUDA, H., SHIMIZU, K., HAREGEWEYN, N., & NEGUSSIE, A. (2016). Dynamics of Soil Erosion as Influenced by Watershed Management Practices: A Case Study of the Agula Watershed in the Semi-Arid Highlands of Northern Ethiopia. *Environmental Management*, v. 58, n. 5, p. 889–905, 2016.

FERNANDES, M. F.; CARDOSO, D.; QUEIROZ, L. P. DE. An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. *Journal of Arid Environments*, n. March, v. 174, n. 01, p. 104079, 2019.

FERRARI, A. H. De Estocolmo, 1972 a Rio + 20 em 2012: O discurso ambiental e as orientações para a educação ambiental nas recomendações internacionais. Editora ANAP, ed.: 01, p. 182, 2014.

FERREIRA, D. A exclusão do pastoreio e sua influência na atividade enzimática de solos da Caatinga em processo de desertificação. 2021. 34f. Monografia (Graduação em Agronomia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2021.

FERREIRA, M. L. A. Efeito do raleamento da caatinga e do manejo da jurema preta (*Mimosa tenuiflora*) na similaridade e disponibilidade de fitomassa herbácea. 2017. 53f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia). Programa de Pós-graduação em Ciência Animal, Centro de Saúde e Tecnologia Rural, Universidade Federal de Campina Grande, Patos, PB, 2017.

FERREIRA, M. P. S. Alterações de atributos de solos submetidos ao pousio em núcleo de desertificação. 2015. 58 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Pós-Graduação em Agronomia, Solos e Nutrição de Plantas, 2015.

FILHO, F. T. D. M. Identificação e análises dos modelos de extração de areia no Rio Piancó e seus impactos ambientais. 2019. 190 f. Dissertação (Mestre em Sistemas Agroindustriais) - Programa de Pós-Graduação em Sistemas Agroindustriais do Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar da Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Brasil, 2019.

FONSECA, R. C. Evaluation of vegetation cover from IVDN vegetation indexes: possible effects of climate change at Catimbau National Park. *Journal of Hyperspectral Remote Sensing*, v. 7, n. 6, p. 367-377, 2017.

FORMAGGIO, A. R. & SANCHES, I. D. A. Sensoriamento remoto em agricultura. São Paulo: Oficina de Textos. 1º Ed., 288 p., 2017.

FRADE, T. G. Modelagem hidrológica utilizando os dados de precipitação persiann-cdr e o modelo swat para a bacia do Rio Piancó – PB. 103, f. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) - Bacharel em Engenharia Civil. Monografia apresentada ao departamento de Engenharia Civil e Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba, Campus I, João Pessoa, PB, 2019.

FRANÇA, L. M. A.; MIRANDA, R. Q.; COSTA, V. S. O.; GALVÍNCIO, J. D. Análise do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Pajeú (Pernambuco) com o produto MODIS MCD12Q1. *Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto*, v. 1, n. 1, 2020.

FRANCISCO, P. R. M., CHAVES, I. D. B., LIMA, E. D., BANDEIRA, M. M., & SILVA, B. D. Mapeamento da caatinga com uso de geotecnologia e análise da umidade antecedente em bacia hidrográfica. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 05, n. 03, p. 676-693, 2012.

FRANCISCO, P. R. M., CHAVES, I. D. B., OLIVEIRA, F. P., SANTOS, D., BARRETO, H. T. S. Vulnerabilidade dos solos à desertificação na bacia hidrográfica do alto rio paraíba. Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia- CONTECC, Palmas/TO-Brasil, 2019.

FRANCISCO, P. R. M., GONÇALVES, J. L. G., NETO, J. M. M. (2015). Gis applied in the analysis of distribution of vegetation in semiarid region. *Journal of Hyperspectral Remote Sensing*, v. 5, n. 2, p. 72-85, 2015.

FRANCISCO, P. R. M.; SILVA, V. F.; SANTOS, D.; RIBEIRO, G. N.; AYRES, G. D. J. Avaliação do potencial de terras para irrigação em região semiárida para diversas culturas. *Revista Geama*, v. 08, n. 03, p. 28-39, 2022.

FREIRE, B. M. L. Caatinga como patrimônio nacional: efeitos constitucionais da inserção do bioma na proteção do parágrafo 4º, art. 225. 2021.87 f. Trabalho de Conclusão de Curso -Bacharel em Direito. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Ciências Sociais Aplicadas, Natal, RN, 2021.

FREIRE, J. R. D. Estimativa de capacidade de suporte de rebanhos em Remígio, semiárido paraibano, na estiagem de 2011 a 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Agronomia). Universidade Federal da Paraíba, 20 f, 2018.

FREITAS, F. D. A.; HOLANDA, A. C.; MARACAJÁ, P. B.; ANDRADE, A. B. A.; SANTOS, J. L. G./; OLIVEIRA, F. S. Estrutura fitossociológica da vegetação arbóreo-arbustiva em área de caatinga com histórico de perturbação antrópica na Paraíba, Brasil. *Acta Biológica Catarinense*, v. 07, n. 01, p. 92-102, 2020.

GALDINO, S., WEILL, M. D. A. M. (2010). Estimativa e análise do fator topográfico (LS) da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) para a bacia do Alto Taquari MS/MT. III Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, 260-269.

GAMEIRO, S., TEIXEIRA, C. P. B., SILVA, T. A. S., LOPES, M. F. L., DUARTE, C. R., SOUTO, M. V. S., ZIMBARCK, C. R. L. Avaliação da cobertura vegetal por meio de índices de vegetação (NDVI, SAVI e IAF) na Sub-Bacia Hidrográfica do Baixo Jaguaribe, CE. *Revista Terræ*, v. 13, n. 01, p. 15-22, 2016.

GARCIA, A. R., TUBA, G., CZELLÉR, K., KOVÁCS, G., ZSEMBELI, J. (2020). Mitigation of the effect of secondary salinization by micro soil conditioning. *ACTA Agraria Debreceniensis*, v.1, p.115-119, 2020.

GARCÍA-LLAMAS, P., SUÁREZ-SEOANE, S., FERNÁNDEZ-GUISURAGA, J. M., FERNÁNDEZ-GARCÍA, V., FERNÁNDEZ-MANSO, A., QUINTANO, C., TABOADA, A., MARCOS, E., CALVO, L. Evaluation and comparison of Landsat 8,

- Sentinel-2 and Deimos-1 remote sensing indices for assessing burn severity in Mediterranean fire-prone ecosystems. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 80, p. 137-144, 2019.
- GIMÉNEZ, R., MERCAU, J., NOSETTO, M., PÁEZ, R., & JOBBÁGY, E. The ecohydrological imprint of deforestation in the semiarid Chaco: insights from the last forest remnants of a highly cultivated landscape. *Hydrological Processes*, v. 30, n. 15, p. 2603-2616, 2016.
- GOMES, T. Influência dos padrões anuais de precipitação pluviométrica na produção de lenha e carvão em um município do semiárido paraibano. *Revista Craibeiras de Agroecologia*, v. 4, n. 2, 2019.
- GUERRA, M. D. F.; SOUZA, M. J. N.; LUSTOSA, J. P. G. A pecuária, o algodão e a desertificação nos sertões do Médio Jaguaribe-Ceará/Brasil. *Mercator-Revista de Geografia da UFC*, v. 11, n. 25, p. 103-112, 2012.
- GUIMARÃES, R. Z., LINGNAU, C., RIZZI, N. E., SCHEICHI, R. G., & DE CASSIA BIANCHI, R. (2011). Espacialização da perda de solo por erosão laminar na microbacia do rio Campinas, Joinville SC. *Raega-o espaço geográfico em análise*, 23, 2011.
- HUETE, A. R. A. A Soil-Adjusted Vegetation Index. *Remote Sensing of Environment*, v. 25, p. 295–309, 1988.
- IBRAHIMI, M. K., MIYAZAKI, T., NISHIMURA, T., IMOTO, H. Contribution of shallow groundwater rapid fluctuation to soil salinization under arid and semiarid climate. *Arabian Journal of Geosciences*, v. 7, n. 9, p. 3901–3911, 2013.
- INPE, I. N. DE P. E.-. Departamento de Processamento de Imagens - DPI.
- ISMAEL, F. C. M., LEITE, J. C. A., ISMAEL, D. A. M., SILVA, E. F., FREITAS, G. P., SOUSA, T. M. I. (2019). Identificação de impactos ambientais nas águas do trecho perenizado do Rio Piancó. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, v. 12, n. 3, p. 999-1017, 2019.
- JACOMINE, P. K. T. A nova classificação brasileira de solos. *Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agronômica*, v. 5, p. 161-179, 2008.
- JARDIM, A. M. D. R. F.; JÚNIOR, G. D. N. A.; SILVA, M. J.; MORAIS, J. E. F.; SILVA, T. G. F. (2017). Estimativas de perda de solo por erosão hídrica para o

município de Serra Talhada, PE. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, v. 02, n. 03, p.186-193, 2017.

JÚNIOR, M. A. B. A. A., ALMEIDA, R., SILVA, G. O. C. Diagnóstico dos impactos ambientais provocados pelo lançamento de esgotos no rio Piancó em Pombal-PB. *Revista Geociências*, v. 2, n. 3, p. 75-95, 2017.

KALANTAR, B., UEDA, N., IDREES, M. O., JANIZADEH, S., AHMADI, K., SHABANI, F. Forest fire susceptibility prediction based on machine learning models with resampling algorithms on remote sensing data. *Remote Sensing*, v. 12, n. 22, p. 3682, 2020.

KAMEL, A., ALI, H., GHALEB, F., MARIO, M., TONY, G. GIS-based mapping of areas sensitive to desertification in a semi-arid region in Lebanon. *South-Eastern European Journal of Earth Observation and Geomatics*, v. 4, p. 91-103, 2015.

KARTHIKEYAN, L., ILA, C., ASHOK, K. M. A review of remote sensing applications in agriculture for food security: Crop growth and yield, irrigation, and crop losses. *Journal of Hydrology* v. 586, n. 1, p. 124905, 2020.

KUMAR, B. P., BABU, K. R., ANUSHA, B. N., RAJASEKHAR, M. Geo-environmental Monitoring and Assessment of Land Degradation and Desertification in the Semi-arid regions using Landsat 8 OLI/TIRS, LST, and NDVI approach. *Environmental Challenges*, v. 8, n. 1, p. 100578, 2022.

LAMANA, M. S. Aplicação da equação universal da perda de solo (USLE) em uma microbacia hidrográfica urbana. XIV Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, Campinas -SP, 2020.

LANZA, D. S. (2011). Diagnóstico da erosão laminar na alta e média bacia do rio Paraopeba. Dissertação (Mestre em Geografia), Programa de Pós-Graduação do Departamento de Geografia da Universidade Federal de Minas Gerais.

LEMOS, J. J. S. L. Níveis de Degradação no Nordeste Brasileiro. *Revista Econômica do Nordeste*, Fortaleza, v. 32, n. 3 p. 406-429, 2001.

LI, P., WU, J., QIAN, H. Regulation of secondary soil salinization in semi-arid regions: a simulation research in the Nanshantaizi area along the Silk Road, northwest China. *Environmental Earth Sciences*, v. 75, n. 8, p. 675-678, 2016.

- LILLESAND, T.; KIEFER, R. W.; CHIPMAN, J. Remote sensing and image interpretation. Wiley- NJ, 7ed, 2015.
- LIMA, B. G.; COELHO, M. F. B. Fitossociologia e estrutura de um fragmento florestal da caatinga, Ceará, Brasil. *Ciência Florestal*, v. 28, n. 02, p. 809-819, 2018.
- LIMA, C. A. G. Análise e sugestões para diretrizes de uso das disponibilidades hídricas superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó, situada no Estado da Paraíba. 303 f. Tese - Doutorado em Recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, 2004.
- LIMA, C. A. G. Análise e sugestões para diretrizes de uso das disponibilidades hídricas superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó, situada no Estado da Paraíba. Tese de Doutorado em Recursos Naturais, Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais, Centro de Tecnologias e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande-UFCG, Campina Grande-PB, 2004.
- LIMA, C. A. G., CURI, W. F., CURI, R. C., Reativação do Perímetro Irrigado de Gravatá: Uma abordagem otimizante sobre agricultura irrigada e sustentabilidade hídrica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 12, n. 2, p. 157-165, 2008.
- LIMA, D de F; SOUTO, L. V.; BARRETO FILHO, B.de F. A seca e seus desdobramentos: reflexões a partir da realidade da Microrregião de Pau dos Ferros. *Journal of Urban Technology and Sustainability*, v. 3, n. 1, p. 65-77, 2020.
- 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.
- LIMA, J. L. D. S.; OLIVEIRA, L. S.; SANTOS, G. F. L.; SANTOS, J. P.; SILVA, M. S. L.; LINA, A. B. S. Pressões antrópicas sobre o estoque madeireiro da caatinga em um município do semi-árido paraibano. *Revista Craibeiras de Agroecologia*, v. 04, n.02, 2019.
- LIMA, J. R.; MAGALHÃES, A. R. Secas no Nordeste: registros históricos das catástrofes econômicas e humanas do século 16 ao século 21. *Parcerias Estratégicas*, v. 23, n. 46, 2018.

- LIMA, P. R. C.; ANDRADE, A. R.; OLIVEIRA, J. V. P.; LUCENA, M. B. Identificação de Tendências nas Séries Temporais De Precipitação na Microrregião do Alto Sertão Paraibano. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, v. 14, n. 01, p. 01-18, 2021.
- LIMA, R. C. C. Sistema de Avaliação e Comparação Espacial do Processo de Desertificação no Seridó Potiguar e Paraibano, Semiárido Brasileiro. Tese (Doutorado), 176 f. Universidade Federal de Campina Grande, Programa de Pós Graduação em Recursos Naturais, 2017.
- LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP), Brangantia, Campinas, v. 51, n. 02, p. 189 – 196, 1992.
- LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; TEIXEIRA, A. S.; CAITANO, R. F.; CHAVES, L. C. G. Uso de geoprocessamento na estimativa da perda de solo em microbacia hidrográfica do semiárido brasileiro. *Revista Agroambiente on-line*, v. 05, n. 02, p. 88-96, 2011.
- LOPES, M. K. C. Estimativas de precipitação das imagens de satélites comparada a registros pluviométricos na Sub-Bacia do Rio Piancó-Paraíba. Dissertação (Mestrado em Sistemas Agroindustriais), 82 f. Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, 2020.
- LOPES, M. K. C. Estimativas de precipitação das imagens de satélites comparada a registros pluviométricos na Sub-Bacia do Rio Piancó-Paraíba. 2020. 82 f. Dissertação (Mestrado Acadêmico em Sistemas Agroindustriais) - Programa de Pós-Graduação em Sistemas Agroindustriais, Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, Universidade Federal de Campina Grande, Pombal, Paraíba, Brasil, 2020.
- LUCENA, G. C. P. Degradação ambiental da mata ciliar no trecho urbano do Rio Piancó em Pombal-PB. Trabalho de Conclusão de Curso para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental apresentado ao Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar da Universidade Federal de Campina Grande-UFCG. 65 p., 2021.
- LYRA, M. J. A.; CAVALCANTE, L. C. V.; LEVIT, V.; FEDOROVA, N. Ligação entre extremidade frontal e Zona de Convergência Intertropical sobre a região nordeste do Brasil. *Anuário do Instituto de Geociências*, v. 42, n. 1, p. 413-424, 2019.

- MACEDO, C. E. D. S.; ALENCAR, C. M. S. D.; STEFANUTTI, R.; OLIVEIRA, U. C. D. Detecção da variação de cobertura vegetal a partir da estimativa do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) na unidade de conservação do Parque Estadual das Carnaúbas-CE com utilização de técnicas do sensoriamento remoto. *Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ*, v. 43, n. 02, p. 477-485, 2020.
- MACEDO, R. S.; BEIRIGO, R. M.; MEDEIROS, B. M.; FELIX, V. J. L.; SOUZA, R. F. S.; BAKKER, A. P. (2021). Processos pedogenéticos e susceptibilidade dos solos à degradação no semiárido brasileiro. *Revista Caminhos de Geografia*, v. 22, n. 81, p. 176-195, 2021.
- MACHADO, J. S., SILVA, G. M. F., SILVA, J. B. L. Evolution of anthropization in the “Corrente” river watershed between 1985 and 2010. *Journal of Hyperspectral Remote Sensing*, v. 8, n. 1, p. 14-22, 2018.
- MACHADO, P. P.; CONTARINI, L. D.; ROCHA, L. S.; JUNIOR, J. L.; MILANEZE, L. A.; SILVA, M. P.; RODRIGUES, B. D. Geoprocessamento aplicado a área de meio ambiente: um estudo de caso baseado em processamento digital de imagens e sensoriamento remoto. *Brazilian Journal of Development*, Curitiba, v.8, n.4, p.23819-23836, 2022.
- MALVEZZI, R. Semiárido: uma visão Holística. Brasília: CONFEA, 140 p. 2007.
- MANZANO, M. G.; NÁVAR, J. Processes of desertification by goats overgrazing in the Tamaulipan thornscrub (matorral) in north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments*, v. 44, p. 1-17, 2000.
- MAO, D., WANG, Z., W. U. B., ZENG, Y., LUO, L., ZHANG, B. (2018). Land degradation and restoration in the arid and semiarid zones of China: Quantified evidence and implications from satellites. *Land Degradation & Development*, v. 29, n. 11, p. 3841-3851, 2018.
- MARÇAL, C. L. D. (2017). Impacto sobre a modelagem hidrológica na bacia do rio Piancó-PB com a utilização de dados de índice de área foliar e albedo provenientes do sensor orbital MODIS. 65 f. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) - Bacharel em Engenharia Ambiental. Universidade Federal da Paraíba – Campus I, João Pessoa, PB, 2017.

MARENGO, J. A. Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no semi-árido do Brasil. *Revista Parcerias Estratégicas*, v. 01, n. 27, 2008.

MARENGO, J. A., TORRES, R. R., ALVES, L. M. Drought in Northeast Brazil past, present, and future. *Theoretical and Applied Climatology*, v. 129, n. 4, p. 1189–1200, 2016.

MARENGO, J. A.; ALVES, L., M.; BESERRA, E. A.; LACERDA, F. F. Variabilidade e Mudanças Climáticas no Semiárido Brasileiro. *Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas*, v. 1, p. 385-422, 2011.

MARINICĂ, I., MARINICĂ, A. F. Consideration on desertification phenomenon in Oltenia. *Geographical Forum. Geographical Studies and Environment Protection Research*, v. 13, n. 2, p.136–147, 2014.

MARRA, F.; MORIN, E. Autocorrelation structure of convective rainfall in semiarid-arid climate derived from high-resolution X-Band radar estimates. *Institute of Earth Sciences, Hebrew University of Jerusalem, Israel. Atmospheric Research*, v.200, p.126-138, 2018.

MEASHO, S., CHEN, B., TRISURAT, Y., PELLIKKA, P., GUO, L., ARUNYAWAT, S., OGBAZGHI, W., YEMANE, T. Spatio-temporal analysis of vegetation dynamics as a response to climate variability and drought patterns in the semiarid region, Eritrea. *Remote Sensing*, v. 11, n. 6, p. 724-748, 2019.

MEDEIROS, J. L. S., FILHO, J. B. A., JESUS, I. S., SILVA, T. J. R. D., NASCIMENTO, M. B., SILVA, A. F., CEZÁRIO, J. P., LEITE, J. C. A., PAIVA, W. Diagnóstico ambiental simplificado na área de preservação permanente do Rio Piancó no semiárido Paraibano. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v., 12, n. 4, p. 382-398, 2021.

MEIRA, Y. C. L. Resposta hidrológica da bacia hidrográfica do Rio Piancó às mudanças climáticas. 2020. 110f. Dissertação (Mestrado Em Ciências Climáticas) - Centro De Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2020.

MELLO, C. R.; SILVA, A. M. Hidrologia: princípios e aplicações em sistemas agrícolas. *Lavras: Ed. UFLA*, 214 p. 2013.

- MELO, D. H. C. T. B. *et al.* Evolução da observação da terra por Sensoriamento Remoto. *Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto*, v. 024, n. 2, p. 2–24, 2021.
- MENESES, P. R., ALMEIDA, T., ROSA, A. N. C. S., SANO, E. E., SOUZA, E. B., BAPTISTA, G. M. M. B., BRITES, R. S. Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto. Brasília, DF: UNB, 1 ed., 266 p., 2012.
- MENESES, P. R.; SANO, E. E. Classificação pixel a pixel de imagens. Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto. Brasília: UnB/Cnpq, v. 12, p. 191-208, 2012.
- MONTEIRO, J. E. A.; SILVA, L. G.; AZEVEDO, M. C.; SOUZA, R. R. B.; SILVINO, G. S. Uso do geoprocessamento na avaliação do comportamento da vegetação da caatinga. II Congresso Internacional da Diversidade do Semiárido – II CONIDIS, 2017.
- MORAES NETO, J. M. Gestão de risco a desastres enos (el niño oscilação sul) no semiárido paraibano: uma análise comparativa. Tese apresentada ao curso de Doutorado em Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, PB. 183 f., 2003.
- MORAIS, A. C. S.; BARBOSA, N. F. M.. Análise de dados volumétricos dos açudes Coremas e Mãe D'água da Paraíba. *Research, society and development*, v. 11, n. 10, p. 01-16, 2022.
- MOREIRA, J. V. Caracterização molecular da comunidade bacteriana associada à crosta biológica do solo no bioma Caatinga. 2021. 38 f. Monografia (Graduação em Agronomia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2021.
- MOURA, M. N.; VITORINO, M. I. Variabilidade da precipitação em tempo e espaço associada à Zona de Convergência Intertropical. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 27, p. 475-483, 2012.
- MOURA, M. S. B.; SOBRINHO, J. E.; SILVA, T. G. F.; SOUZA, W. M. Aspectos meteorológicos do Semiárido brasileiro. *Tecnologias de convivência com o Semiárido brasileiro*. cap. 2, p. 85-104, Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 2019.
- MWENZWA, E. M. A public-private partnership scheme to avert desertification in the drylands of Kenya: Lessons for social scientists. *Journal of the Geographical Association of Tanzania*, v. 36, n. 1, 2017.

NADALINI, A. C. V. Avaliação e Perícia Ambiental. Curso de Análises de Passivos e Ativos de imóveis Rurais. Data completa 02/02/2024. Notas de aula. Escola Brasileira de Pós-graduação -EBPós, 2024.

NADALINI, A. C. V. Valoração socioambiental em áreas de preservação permanente no Rio do Sal em Aracaju/SE. 2013. 133 f. Dissertação – Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal de Sergipe, Núcleo de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. 2013.

NASCIMENTO, M. B. D. Relação da variabilidade climática e os índices de seca com a qualidade da água em reservatórios de abastecimento público na bacia hidrográfica do Rio Paraíba. Dissertação (mestrado), 111 f. Universidade Estadual de Campina Grande, 2022.

NETO, J. A. S. Análise da sustentabilidade da pegada hídrica total na Sub-Bacia do Rio Piancó no Sertão Paraibano. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso em Ciências Contábeis da Universidade Federal de Campina Grande-UFCG. Souza-PB, 57 p., 2018.

NEVES, S. M. A. D. S.; MOTINHO, M. C.; NEVES, R. J.; SOARES, E. R. C. (2011). Estimativa da perda de solo por erosão hídrica na bacia hidrográfica do rio Jauru/MT. *Sociedade & Natureza*, v. 23, n. 01, p. 423-433, 2011.

NIEDRIST, G. H., ARGÜELLES, M. C., FRAUNIÉ, C. S. Salinization of Alpine rivers during winter months. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, n. 6, p. 7295-7306, 2021.

NÓBREGA, M. D. A. C. Domínio das águas no trecho perenizado do Rio Piancó pelos reservatórios Coremas e Mãe D'água: estudo de caso. 2016.

NÓBREGA, R. A. Geotecnologias aplicadas ao estudo espaço-temporal da degradação ambiental em São Jose de Espinharas – PB. 2020. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 2020.

OLIVEIRA, D. W. G. Efeitos da estrutura e composição de paisagem sobre a comunidade de Chrysomeloidea (Coleoptera) da caatinga. 2021. 46 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2021.

OLIVEIRA, L. B. Desmistificando a ideia de pobreza como fonte de degradação ambiental: Uma revisão de literatura. 2023. 49 f. Trabalho de conclusão submetido ao

Curso de Graduação em Ciências Econômicas da Faculdade de Ciências Econômicas da UFRGS, 2023.

OLIVEIRA, P. J. L.; SILVA FILHO, C. R.; COSTA, D. F. S. Utilização de índice espectral na distribuição espacial da Caatinga densa do município de Caicó, Rio Grande do Norte-Brasil. *GeoTextos*, v. 17, n. 2, 2021.

OSCO, L. P., RAMOS, A. P. M. Classificação de imagens sentinel-2 no sistema QGIS2.18. <https://www.instrutorgis.com.br/wpcontent/uploads/2018/05/QGIS_Classificacao_para_Sentinel2_2018.pdf>, 2018.

OSTOVARI, Y., HONARBAKHS, A., SANGOONY, H., ZOLFAGHARI, F., MALEKI, K., INGRAM, B. GIS and multi-criteria decision-making analysis assessment of land suitability for rapeseed farming in calcareous soils of semi-arid regions. *Ecological Indicators*, v.103, n.1, p. 479–487, 2019.

PARENTE, H. N.; MAIA, M. O. Impacto do pastejo sobre a compactação dos solos com ênfase no Semiárido. Impacto do pastejo sobre a compactação dos solos com ênfase no Semiárido. *Revista Trópica: Ciências Agrárias, Chapadinha*, v. 5, n. 3, p. 3-15, 2011.

PEREIRA FILHO, J. M.; SILVA, A. M. A.; CÁZAR, M; F. Manejo da Caatinga para produção de caprinos e ovinos. *Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal*, v,14, n. 01, p. 77-90, 2013.

PEREIRA JÚNIOR, L. R.; ANDRADE, A. P.; ARAÚJO, K. D. Composição florística e fitossociologia de um fragmento de caatinga em Monteiro, Paraíba. *Holos*, v. 06, n.01, p. 73-87, 2012.

PEREIRA, A. P.; LIMA, L. A. L.; BEZERRA, W. M.; PEREIRA, M. L.; NORMANDO, L. R. O.; MENDES, L. W.; MELO, V. M. M. (2021). Grazing exclusion regulates bacterial community in highly degraded semiarid soils from the Brazilian Caatinga biome. *Land Degradation & Development*, v. 32, n. 06, p. 2210–2225, 2021.

PEREIRA, J. A. V., SOUZA, Y. G., CORREIA, I. M. G., SOUZA, B. L. Uso e cobertura do solo e comparação entre os índices de vegetação savi e ndwi na área de proteção ambiental das onças, paraíba, BRASIL. *Revista de Geografia*, v. 37, n. 2, p. 278–298, 2020.

PEREIRA, J. S., NETO, J. M. M., SILVA, V. F., ERIVANDO, A. Remote sensing applied in the vegetation cover analysis in the municipality of Taperoá–Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 3, p. 1381-1390, 2020.

PEREIRA, T. Influência do relevo na precipitação das regiões hidrográficas do litoral norte de Alagoas. *GEOUSP Espaço e Tempo (Online)*, v. 17, n. 1, p. 239-253, 2013.

PIFANO, D. S.; COSTA, E. M.; CARVALHO, F. A.; PESSOA, J. F. S.; MOURA-JÚNIOR, E. G.; RODRIGUES, R. G. Estrutura e diversidade das comunidades arbóreas de áreas em regeneração da caatinga com diferentes históricos de uso. *Oecologia Australis*, v. 27, n. 04, p. 358-374, 2023

PINTO, B. L.; ARAÚJO, H. M. Comportamento Geomorfológico de Voçoroca no Município de Tucano, Semiárido Baiano. *Revista de Geografia*, v. 20, n. 10, p. 385 – 404, 2022.

QUEIROZ, M. G., SILVA, T. G. F., ZOLNIER, S., JARDIM, A. M. D. R. F., SOUZA, C. A. A., JÚNIOR, G. D. N. A.; SOUZA, L. S. B., 2020. Spatial and temporal dynamics of soil moisture for surfaces with a change in land use in the semi-arid region of Brazil. *Catena*, v. 188, p., 2020

QUEIROZ, M. M. F.; DANTAS, E. F.; SILVA, A. L. Qualidade e quantidade da água do rio Piancó, tributário do Rio Piranhas-açu na região Nordeste. *Revista verde de agroecologia e desenvolvimento sustentável*, v. 8, n. 2, p. 49-58, 2013.

RABELO, D. R.; ARAÚJO, J. C.; CAVALCANTE, A. A. (2022). Utilização dos produtos do sensoriamento remoto para delimitação do uso e cobertura da paisagem na bacia hidrográfica do Rio Seridó. *Journal of Hyperspectral Remote Sensing*, v. 12, n. 02, p. 56-62, 2022.

RÊGO, S. C. A. LIMA, M. N. S., MONTEIRO, T. R. R. Análise comparativa dos índices de vegetação ndvi e savi no município de São Domingos do Cariri-PB. *REVISTA GEONORTE*, v. 2, n. 4, p. 1217–1229, 2012.

RIBEIRO, G. N.; FRANCISCO, P. R. M.; MORAES NETO, J. M. Detecção de mudança de vegetação de Caatinga através de geotecnologias. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 09, n. 05, p. 84 – 94, 2014.

ROCHA, C. P. F. Práticas em geoprocessamento com o QGIS. 2 ed. Belo Horizonte - MG: Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável., 2019.

RODRIGUES, A. C. L.; CELESTE, A. B.; CURI, R., BARBOSA, R.; CURI, W. Um modelo de outorga para bacias controladas por reservatórios: Aplicação do modelo na bacia hidrográfica do Rio Piancó-PB. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.16, n. 04, p. 83-94, 2011.

RODRIGUES, F. N. S. Levantamento dos tipos e mecanismos de degradação ambiental do estado do Ceará. 2021. 78 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) -Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2021.

RODRIGUES, J. A. D. M., LOPES, P. M. O., SILVA, J. L. B. D., ARAÚJO, H. L., SILVA, M. V. D., SANTOS, A. D., MOURA, G. B. D. A. Spatial-temporal dynamics of Caatinga vegetation cover by remote sensing in the Brazilian semiarid region. *Dyna*, v. 87, n. 215, p. 109-117, 2020.

RODRIGUES, V. M. P., DE SOUZA, B. J., FERREIRA, J. G., & SOARES, T. C. M. Memórias da seca no semiárido nordestino: registro vivo na contemporaneidade. *Revista Memória em Rede*, v. 13, n. 25, p. 261-291, 2021.

RUBIRA, F. G. Definição e diferenciação dos conceitos de áreas verdes/espços livres e degradação ambiental/impacto ambiental. *Caderno de Geografia*, v. 26, n. 45, p. 134-150, 2016.

SALAS, J. D. Hidrología de zonas áridas y semiáridas. *Ingeniería del agua*, v. 7, n. 4, p. 409-429, 2000.

SANTOS, A. C., CEBALLOS, B. S. O., SOUSA, C. M. Políticas públicas de água e participação no semiárido: limites e tensões no P1MC. *Revista eletrônica de gestão e tecnologias ambientais*, v. 1, n. 1, p. 145-161, 2013.

SANTOS, F. A. S.; NUNES, M. C. M.; FARIA JÚNIOR, C. A., ARANTES, E. M.; JÚNIOR, S. S. Taxas de desagregação de argissolo vermelho-amarelo em entressulcos e sob chuva simulada. *Revista Engenharia Na Agricultura - REVENG*, v. 23, n. 02, p.154–161, 2015.

SANTOS, J. C.; ANDRADE, E. M. D.; MEDEIROS, P. H.; ARAÚJO NETO, J. R. D.; PALÁCIO, H. A. D. Q.; RODRIGUES, R. D. N. Determinação do fator de cobertura e

dos coeficientes da MUSLE em microbacias no semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.18, n. 11, p. 1157-1164, 2014.

SANTOS, P. M.; VOLTOLINI, T. V.; CAVALCANTE, A. C. R.; PEZZOPANE, J. R. M.; MOURA, M. D.; SILVA, T. D.; CRUZ, P. D. Mudanças climáticas globais e a pecuária: cenários futuros para o Semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 04, n. 06, p. 1176-1196, 2011.

SANTOS, P. M.; VOLTOLINI, T. V.; CAVALCANTE, A. C. R.; PEZZOPANE, J. R. M.; MOURA, M. D.; SILVA, T. D.; CRUZ, P. D. (2011). Mudanças climáticas globais e a pecuária: cenários futuros para o Semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 04, n. 06), p. 1176-1196, 2011.

SANTOS, W. S. Disponibilidade, taxa de acúmulo e oferta de matéria seca do estrato herbáceo em caatinga raleada e enriquecida com capim buffel (*Cenchrus ciliaris* L.) sob pastejo alternado ovino e caprino. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Campina Grande, Pós-Graduação em Ciência Animal, 68 f., 2020.

SCIENTEC, Associação para Desenvolvimento da Ciência e Tecnologia. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Paraíba: Bacias do Piancó e do Alto Piranhas. SEPLAN, v.3, 229 p., 1997.

SEFIANI, S., MANDOUR, A., LAFTOUHI, N., KHALIL, N., CHEHBOUNI, A., JARLAN, L., NASSAH, H. Evaluation of Groundwater Quality and Agricultural use Under a Semi-arid Environment: Case of Agafay, Western Haouz, Morocco. *Irrigation and Drainage*, v. 68, n.4, p. 778-796, 2019.

SELGE, F.; HAGEL, H.; GUNKEL, G.; DOLUSCHITZ, R. Annual rainfall variability and economical dependency of smallholder agriculture in the Semi-Arid Northeastern region of Brazil. *Brazilian Journal of Environmental Sciences -RBCIAMB*, v.36, p.155-167, 2015.

SHIRATSUCHI, L. S. Sensoriamento Remoto: conceitos básicos e aplicações na Agricultura de Precisão. In: *Agricultura de precisão: resultados de um novo olhar*. Brasília, DF : Embrapa, : [s.n.]. p. 58–73, 2014.

SILVA, B. H. R.; SILVA, R. N. F. Avaliação de impactos ambientais em áreas de mineração com o uso do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI):

- Estudo de caso para a região de Paracatu-Minas Gerais. *Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto*, v. 17, n.01, p. 2–17, 2021.
- SILVA, D. A. M.; MOURA, M. O. Registros de desastres associados à estiagem e seca na região do Alto Sertão da Paraíba. *Revista de Geociências do Nordeste*, v. 4, p. 126-136, 2018.
- SILVA, E. R. A. C.; GALVINCIO, J. D.; NASCIMENTO, K. R. P.; SANTANA, S. H. C.; SOUZA, W. M.; COSTA, V. S. O. Análise da tendência temporal da precipitação pluviométrica interanual e intra-anual no semiárido pernambucano. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 22, n. 01, 2018.
- SILVA, F. F. D.; SOUZA, T. E. D. S.; SOUZA, E. R. D.; CORREA, M. M.; ROLIM, M. M. Surface sealing and water erosion of soils with mulching in the semi-arid region of Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 23, p. 277-284, 2019.
- SILVA, F. G. M. Alterações morfológicas de horizontes superficiais sob o processo de desertificação após pousio. Dissertação (Mestrado), 2019, 47 f. -Universidade Federal do Ceará, Pós-Graduação em Ciência do Solo, 2019.
- SILVA, G. J. F., MACÊDO, M. L. A, SILVA, R. M. Caracterização espaço-temporal das tipologias vegetais em ambiente de caatinga degradada: Quantificação por meio de variáveis biofísicas. *Ateliê Geográfico*, v. 13, n. 02, p. 92-110, 2019.
- SILVA, J. A., MORAES, V. S. Análise de Acurácia para o mapeamento de incêndios florestais em terras indígenas brasileiras utilizando classificação por árvore de decisão baseado Accuracy Analysis for Mapping Forest Fires in Brazilian Indigenous Lands Using Decision Tree Classificatio. *Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto*, v. 1, n. 3, p. 12–28, 2021.
- SILVA, J. L. C.; VIDAL, C. A. S.; BARROS, L. M.; FREITA, F. R. V. Aspectos da degradação ambiental no Nordeste do Brasil. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, v. 07, n. 02, p. 180-191, 2018.
- SILVA, L. Precipitações Pluviais de Pré-Estação Chuvosa no Período Chuvoso e suas Influências na Produtividade Agrícola da Paraíba. Dissertação (Mestrado), 114

- f. Universidade Federal de Campina Grande, Programa de Pós-Graduação em Meteorologia, 2007.
- SILVA, M. J. Q.; JARDIM, M. G.; JÚNIOR, A. M. R. F.; SILVA, T. G. F. Gradientes Pluviométricos do Estado de Pernambuco: Uma Análise Do Litoral Ao Semiárido. *Revista Engenharia na Agricultura*, v.26, n.03, p.240-249, 2018.
- SILVA, M. J.; GALVÍNCIO, J. D.; COSTA, V. S. O. Abordagem Interdisciplinar Sobre a Influência da Zona De Convergência Intertropical—ZCIT No Nordeste Brasileiro. *Revista Movimentos Sociais e Dinâmicas Espaciais*, Recife, v. 6, n. 1, p. 107-117, 2017.
- SILVA, M. L. O.; LOPES, K. P.; LEITE, M. I. A., CAMPOS, K. W. N., SOARES, A. K. F. Áreas degradadas no Semiárido: Causas, situação e alternativas de recuperação. *Ciências Rurais em Foco*, v. 3, n. 22, 2021.
- SILVA, R. G.; LOPES, M. N.; ARAÚJO, C. J.; NEIVA, J. N. M.; CÂNDIDO, M. J. D. Orçamentação Forrageira de Longo Prazo no Semiárido. *Revista Científica Prod. Anim.*, v.15, n.2, p.98-110, 2013
- SILVA, R. M. P.; LIMA, J. R.; DE MENDONCA, I. F. C. Alteration in the vegetation cover in Sub-Basin of River Espinharas from 2000 to 2010/Alteracao da cobertura vegetal na Sub-Bacia do Rio Espinharas de 2000 a 2010. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, n. 2, p. 202, 2014.
- SILVA, T. J. R. D., LEITE, J. C. A., CAVALCANTI, A. K. G., DANTAS, J. S., SOUSA, F. Q., NASCIMENTO, M. B., SANTOS, L. C. A. Análise da susceptibilidade à erosão hídrica em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 14, n. 03, p. 1443-1457, 2021.
- SILVA, V. D. P. R. D.; PEREIRA, E. R. R.; ALMEIDA, R. S. R. Estudo da variabilidade anual e intra-anual da precipitação na região nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.27, n.2, p.163 - 172, 2012.
- SOARES, B. S. Interpretação de imagens da Terra. Apostila do Curso de Especialização em Geoprocessamento. Belo Horizonte: UFMG, 2020.
- SOARES, D. B. Degradação ambiental no semiárido pernambucano: Contribuição ao estudo da desertificação. 2012. 71 f. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal de Pernambuco-UFPE. 2012

- SOUSA L, B.; MONTENEGRO A. A. A.; SILVA M. V.; ALMEIDA T. A. B.; CARVALHO A. A.; SILVA T. G. F.; LIMA J. L. M. P. Spatiotemporal Analysis of Rainfall and Droughts in a Semiarid Basin of Brazil: Land Use and Land Cover Dynamics. *Remote Sensing*, v. 15, n. 10, art. 2550, 2023.
- SOUSA, F. R. C.; PAULA, D. P. Análise de perda do solo por erosão na bacia hidrográfica do Rio Coreaú (Ceará-Brasil). *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 20, n. 03, p. 491-507, 2019.
- SOUSA, I. F.; LUNDGREN, W. J. C.; AGUIAR NETTO, A. O. Comparação entre distribuições de probabilidades da precipitação mensal no estado de Pernambuco. *Scientia Plena*, Aracaju, v. 6, n. 6, 2010.
- SOUSA, M. M. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; RIBEIRO FILHO, J. C.; NETO, J. A.; MOURA, M. M. S. (2016). Influência da cobertura vegetal nas perdas de água e solo em parcelas de erosão no Semiárido Brasileiro. *Revista Geonorte*, v. 07, n. 26, p. 160-171, 2016.
- SOUSA, R. F. Terras agrícolas e o processo de desertificação em municípios do semiárido paraibano. 2007. 180p.: Tese (Doutorado Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Campina Grande, 2007.
- SOUSA, R. F.; BARBOSA, M. P.; SOUSA JÚNIOR, S. P.; NERY, A. R.; LIMA, A. N. Estudo da evolução espaço-temporal da cobertura vegetal do município de Boa Vista-PB, utilizando geoprocessamento. *Revista Caatinga*, v. 21, n. 03, p. 22 – 30, 2008.
- SOUSA, T. M. I., FERREIRA, P. M. L., GARRIDO, J. W. A., QUEIROZ, M. M. F., SILVA, F. M. Qualidade ambiental da bacia do rio Piancó Piranhas Açu. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 9, n. 4, p. 84-94, 2014.
- SOUSA, W. S., SOUSA, F. A. S. Rede neural artificial aplicada à previsão de vazão da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 2, p. 173-180, 2010.
- SOUZA, B. I.; SUERTEGARAY, D. M. A. Estratégias de sobrevivência do pequeno produtor em áreas sujeitas à desertificação no semi-árido brasileiro. *Passages de Paris*, v. 06, n. 01, p. 365-386, 2011.

- SOUZA, J. O. P.; ALMEIDA, J. D. M.; CORREA, A. C. B. Caracterização e espacialização da precipitação em bacia hidrográfica com relevo complexo: Sertão Central Pernambucano–Bacia do Riacho do Saco. *Revista de geografia (UFPE)*, v. 32, n. 2, 2015.
- SOUZA, S. D. G.; SOUZA, A. C. N.; SOUSA, M. L. M. A desertificação nas pesquisas de degradação ambiental no semiárido brasileiro: uma revisão sistemática integrativa da literatura. *Boletim de Geografia*, v. 41, p. 88-98, 2023.
- SPINONI, J., VOGT, J., NAUMANN, G., CARRAO, H., BARBOSA, P. Towards identifying areas at climatological risk of desertification using the Köppen–Geiger classification and FAO aridity index. *International Journal of Climatology*, v. 35, n. 9, p. 2210-2222, 2015.
- THAPA, S., RUDD, J. C., XUE, Q., BHANDARI, M., REDDY, S. K., JESSUP, K. E., LIU, S., DEVKOTA, R. N., BAKER, J. BAKER, S. Use of NDVI for characterizing winter wheat response to water stress in a semi-arid environment. *Journal of Crop Improvement*, v. 33, n. 5, p. 633-648, 2019.
- ULLAH, I.; MA, X.; REN, G.; YIN, J.; IYAKAREMYE, V.; SYED, S.; SINGH, V. P. (2022). Recent changes in drought events over South Asia and their possible linkages with climatic and dynamic factors. *Remote Sensing*, v. 14, n. 13, art. 3219, 2022.
- UNESCO, 2006. *Guía metodológica para la elaboración del mapa de zonas áridas, semi-áridas, y sub-húmedas secas de América Latina y el Caribe*. CAZALAC. Documentos Técnicos del PHI-LAC, N°3.
- VALE, R., PEREZ-ALBERTI, A. Uso das terras e processos de desertificação na rPGA dos rios Macururé-Curaçá. Bahia-Brasil. *GOT, Revista de Geografia e Ordenamento do Território*, n. 22, p. 5-27, 2021.
- VASCONCELOS, J. O.; DE SOUZA, J. O. P. Classificação de Unidades de Paisagem em Bacia Hidrográfica Semiárida–Uma Abordagem do Índice Topográfica de Umidade. *Revista Contexto Geográfico*, v. 3, n. 6, p. 66-76, 2019.
- VENDRUSCOLO, J.; BARBOSA, M. A. S.; ABRANTES, E. G.; SOUZA, R. F. S.; FERREIRA, K. R.; MARIN, A. M. P.; SOUZA, E. F. M. Uso de geotecnologias para o

- manejo da fertilidade do neossolo litólico em agroecossistema familiar, no semiárido paraibano. *Revista Científica Multidisciplinar*, v. 3, n. 10, p. 01-16, 2022.
- VENEZIANI, P., ANJOS, C. E. Metodologia de interpretação de dados de sensoriamento remoto e aplicações em geologia. [s.l.] Instituto Brasileiro de Pesquisas Espaciais, 1982.
- VOROVENCII, I. Applying the change vector analysis technique to assess the desertification risk in the south-west of Romania in the period 1984–2011. *Environmental monitoring and assessment*, v. 189, n. 10, p. 1-18, 2017.
- WAQUIL, P. D.; FINCO, M. V. A; MATTOS, E. J. Pobreza rural e degradação ambiental: uma refutação da hipótese do círculo vicioso. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, v. 42, p. 317-340, 2004.
- WARRICK, A.W.; NIELSEN, D.R. Spatial variability of soil physical properties in the field. In *Applications of Soil Physics*; Academic Press: New York, NY, USA, 1980.
- WISCHMEIER, W. H. & SMITH, D. D. (1965). Predicting Rainfall-Erosion Losses from Gopland East of the Rocky Mountains. *Agricultural Handbook* 282, 47p.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. (1978) Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. In: *Agricultural Handbook*, n 537. USDA, Washington. –D.C, 57 p.;
- WU, J., LI, P., QIAN, H., & FANG, Y. Assessment of soil salinization based on a low-cost method and its influencing factors in a semi-arid agricultural area, northwest China. *Environmental Earth Sciences*, v. 71, n. 8, p. 3465–3475, 2013.
- XAVIER, F. V. Análise multitemporal da mancha urbana em lagoa santa no período de 1984 a 2014 a partir de imagens landsat: uma avaliação baseada nas características físicas da região. 2014. 47 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Geografia), Universidade Federal de Viçosa-UFV, 2014.
- XAVIER, R. A. Processos geomorfológicos e evolução da paisagem no semiárido brasileiro. *Revista de Geociências do Nordeste*, v. 07, n. 01, p. 59-69, 2021.
- XIMENES, L. F., SILVA, M. D., BRITO, L. D. L. Tecnologias de convivência com o Semiárido brasileiro. *Série Ciência e Tecnologia*, 1aed., Banco do Nordeste do Brasil-Fortaleza-CE, 2019.

YOU, H., JIN, H., KHALDI, A., KWAK, M., LEE, T., KHAINE, I., WOO, S. Plant diversity in different bioclimatic zones in Tunisia. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, v. 9, n. 1, p. 56-62, 2016.

YU, L., ZHANG, S., TANG, J., LIU, T., BU, K., YAN, F., YANG, C., YANG, J. The effect of deforestation on the regional temperature in Northeastern China. *Theoretical and Applied Climatology*, v. 120, n. 3, p. 761-771, 2015.

ZAINE, J. E. (2011). Método de fotogeologia aplicado a estudos geológico-geotécnicos: ensaio em Poços de Caldas, MG. Tese (Livre Docência). Rio Claro: Instituto de Geociências e Ciências Exatas – UNESP, 2021.

ZHANG, M., WEI, X. Deforestation, forestation, and water supply. *Science*, v. 371, n. 6533, p. 990-991, 2021.

ZSEMBELI, J. SINKA, L. GARCÍA, A. R., CZELLÉR, K. TUBA, G. KOLOMAN, K., FINDURA, P. Effect of soil conditioning on the moisture content and the salt profile of the soil under irrigation with saline water. *Agriculture* v.65, n. 02, p. 77–87, 2019.

ANEXO

Anexo 1. Mapa de pontos de visita e amostragem dos dados

