



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

DIEGO SANTANA SANTOS

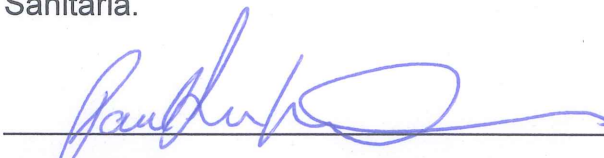
**SENSORIAMENTO REMOTO E GEOPROCESSAMENTO APLICADOS NA
MODELAGEM DA SUSCETIBILIDADE À DESERTIFICAÇÃO NO MUNICÍPIO
DE POÇO REDONDO (SE)**

SÃO CRISTÓVÃO - SE
Julho de 2026

DIEGO SANTANA SANTOS

**SENSORIAMENTO REMOTO E GEOPROCESSAMENTO APLICADOS NA
MODELAGEM DA SUSCETIBILIDADE À DESERTIFICAÇÃO NO MUNICÍPIO
DE POÇO REDONDO (SE)**

Trabalho final apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Sergipe, como parte integrante dos requisitos para obtenção de título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.



Prof. Dr. Paulo Sérgio de Rezende Nascimento
Orientador

SÃO CRISTÓVÃO - SE

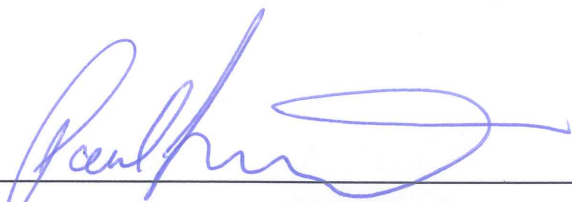
Julho de 2026

Trabalho apresentado em 20 de julho de 2026 pelo Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Sergipe para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.



Prof. Dr. Paulo Sérgio de Rezende Nascimento
Orientador

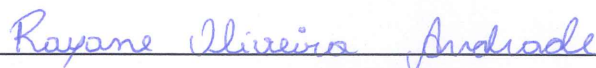
Banca Examinadora:



Prof. Dr. Paulo Sérgio de Rezende Nascimento
Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária - UFS



Prof. Dra. Daniella Rocha
Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária - UFS



MSc. Rayane Oliveira Andrade
Engenheira Sanitarista e Ambiental – Doutoranda em Recursos Hídricos - UFS

Resumo: A elevada suscetibilidade à desertificação no município de Poço Redondo (SE) é resultante da combinação do clima semiárido, do déficit hídrico e de solos com restrições de permeabilidade. Além disso, o desmatamento contínuo da Caatinga para a formação de pastagens desequilibra o balanço de energia da superfície e acelera o escoamento superficial, contribuindo, desse modo, para a degradação do território. Assim, esta pesquisa teve como objetivo modelar a suscetibilidade à desertificação no município de Poço Redondo, no estado de Sergipe, nos cenários de 2015 e 2025, por meio da integração de dados obtidos por sensores orbitais e da modelagem multicritério baseada no Processo Analítico Hierárquico (AHP). A análise desses cenários revelou que a degradação ambiental se manteve persistente, mesmo diante do aumento das precipitações registrado no final do período avaliado. A concentração de aproximadamente 75% da área municipal nas categorias de alta e muito alta suscetibilidade comprova que a expansão do solo desnudo, as elevadas temperaturas da superfície terrestre ($LST > 45\text{ }^{\circ}\text{C}$) e a supressão da resiliência ecológica são os fatores que consolidam essa problemática. Assim, fica evidente a necessidade da implementação do Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) e da aplicação de práticas conservacionistas para minimizar os processos erosivos e garantir a recuperação e a recomposição da vegetação natural.

Palavras-chave: Desertificação; Análise multicritério; Imagem de satélite.

1. INTRODUÇÃO

As regiões semiáridas são caracterizadas pela baixa precipitação, com períodos longos de seca e chuvas concentradas em um período muito curto de tempo, limitando a disponibilidade hídrica tanto superficial quanto subterrânea. Soma-se às altas taxas de temperaturas e de evapotranspiração. Essas características estabelecem um frágil balanço ecossistêmico, cuja baixa resiliência pode ser severamente comprometida pela intensificação das atividades humanas e pelo uso inadequado dos recursos naturais (Lemos, 2020).

A desertificação é definida como o processo de degradação das terras em áreas áridas, semiáridas e subúmidas secas, resultante da interação sistêmica entre fatores climáticos e atividades humanas (Accioly et al., 2019). Além de comprometer a disponibilidade de recursos naturais e a integridade física e química dos solos, essa problemática acarreta impactos socioeconômicos e ambientais que a consolidam como um dos maiores obstáculos ao desenvolvimento sustentável das regiões secas (INSA, 2025).

No semiárido nordestino brasileiro, essa suscetibilidade intensifica-se com a pressão contínua exercida sobre o bioma Caatinga, o que potencializa os processos de degradação ambiental e reduz a capacidade produtiva da região (Pérez-Marín et al., 2022). Diante desse cenário, torna-se cada vez mais

necessária a produção de estudos que permitam compreender a distribuição espacial e os fatores condicionantes da suscetibilidade à desertificação, fornecendo subsídios quantitativos para o planejamento e a gestão ambiental.

O município de Poço Redondo (SE), inserido no Território do Alto Sertão Sergipano, é reconhecida por sua elevada vulnerabilidade à desertificação, configurando-se como área prioritária para estudos dessa natureza em razão de suas restrições morfoclimáticas e das pressões exercidas sobre seus recursos naturais. A degradação edáfica na região é impulsionada pelas modificações no uso e na cobertura da terra, sobretudo pela substituição da vegetação nativa por áreas destinadas à agropecuária e à pastagem (Garrido; Nascimento, 2025).

Essas características tornam o município uma área estratégica para a aplicação de geotecnologias e modelos integrados de análise ambiental, visando à compreensão da dinâmica de degradação das terras e ao suporte ao planejamento ambiental sustentável. Esse processo de supressão altera o balanço energético da superfície e diminui a capacidade de resiliência ambiental do território (Oliveira; Pinto; Mendonça, 2016).

A remoção da cobertura vegetal favorece o aumento da temperatura da superfície, reduz a infiltração hídrica e intensifica os processos erosivos (Jesus et al., 2019; Nascimento; Santos, 2026). Além disso, o manejo inadequado dos solos rasos locais, aliado à pressão de pastejo contínuo, acelera a compactação superficial e a perda de horizontes férteis, consolidando a vulnerabilidade física da área à desertificação ativa (Santos, 2026).

Devido à variabilidade espaço-temporal e à abrangência desse fenômeno, o monitoramento espacial demanda abordagens capazes de integrar múltiplos fatores termodinâmicos e estruturais da paisagem. Nesse contexto, as técnicas de sensoriamento remoto e de geoprocessamento têm se consolidado como ferramentas essenciais para a extração de dados biofísicos relacionados à cobertura vegetal e ao balanço térmico da superfície (Gomes et al., 2013; Paiva et al., 2024). O balanço de radiação na superfície terrestre é determinado pela interação direta entre a cobertura vegetal e as propriedades óptico-térmicas do solo, em que a biomassa atua na regulação física dos fluxos de calor sensível e latente.

Tradicionalmente o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) é empregado para estimar a densidade de biomassa. No entanto, em regiões semiáridas com ampla exposição do substrato, a refletância do solo

desnudo introduz ruídos radiométricos que superestimam o vigor vegetal e distorcem a modelagem do balanço energético. Para mitigar essa interferência e isolar a resposta do solo, aplica-se o Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI), que assegura maior precisão radiométrica na quantificação da cobertura vegetal (Huete, 1988).

Consequentemente, a supressão dessa cobertura vegetal, mensurada pela redução do SAVI, altera o albedo da superfície, sendo este o parâmetro termodinâmico que quantifica a refletividade total do terreno em relação à radiação solar de ondas curtas (Liang, 2000). Em áreas desmatadas na Caatinga, a elevação do albedo modifica o saldo de radiação disponível. Fisicamente, a ausência de transpiração vegetal inibe o fluxo de calor latente e direciona a conversão da energia líquida quase integralmente para o aquecimento do ar e do solo. Esse acréscimo de energia térmica armazenada na superfície é registrado pelo sensor infravermelho através da Temperatura da Superfície Terrestre (LST), evidenciando anomalias térmicas e a degradação do microclima edáfico em áreas de desertificação ativa (Voogt; Oke, 2003).

Do ponto de vista geomorfológico e hidrodinâmico, o Índice Topográfico de Umidade (TWI) é empregado para espacializar a dinâmica de acúmulo hídrico e escoamento do relevo (Beven; Kirkby, 1979). A métrica diferencia zonas de saturação topográfica daquelas propensas ao escoamento superficial acelerado (runoff). Em áreas de solos rasos e desprotegidos pela ação antrópica, as encostas com baixo TWI atuam como vetores de erosão laminar. Nesses setores, a baixa taxa de infiltração da água pluvial agrava o déficit hídrico do solo e acelera a vulnerabilidade das terras à desertificação.

Para a integração dos dados supracitados, a literatura científica recomenda o Processo Analítico Hierárquico (AHP). Esse método de análise multicriterial permite a atribuição de pesos relativos a diferentes variáveis de influência por meio do rigor matemático de comparações par a par (Saaty, 1977). Sua aplicação tem demonstrado alto potencial de precisão na modelagem de sistemas complexos voltados à identificação de zonas prioritárias de desertificação (Garrido; Nascimento, 2025).

Dessa forma, esta pesquisa visou modelar a suscetibilidade à desertificação no município de Poço Redondo, no estado de Sergipe, por meio da integração de dados obtidos de imagens orbitais e da modelagem multicritério baseada no Processo Analítico Hierárquico (AHP). Para alcançar este propósito,

definiram-se os seguintes objetivos específicos: a) avaliar o estresse hídrico e a disponibilidade pluviométrica nos períodos analisados; b) analisar a dinâmica da cobertura vegetal e a variação do balanço de energia da superfície utilizando o Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI), o Albedo e a Temperatura da Superfície Terrestre (LST); c) examinar a influência de fatores geomorfométricos, pedológicos e das mudanças de uso e cobertura da terra na degradação da paisagem; e d) validar a precisão da modelagem multicritério através da análise de variação espaço-temporal do albedo e da temperatura da superfície (Δ Albedo e Δ LST). Para compreender a dinâmica espaço-temporal e a sensibilidade do território aos pulsos de degradação, avaliaram-se os cenários de 2015 e 2025. As variáveis empregadas na matriz hierárquica foram a Temperatura da Superfície Terrestre (LST), o Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI), o Índice Topográfico de Umidade (TWI), a vulnerabilidade pedológica e o uso e cobertura do solo.

Complementarmente, a evolução do comportamento termodinâmico foi validada pelo mapeamento residual do albedo de superfície e pela variação termal espacial ($\Delta^{\circ}\text{C}$), enquanto a influência do estresse hídrico na paisagem foi analisada por meio da espacialização da precipitação pluviométrica acumulada nas décadas antecedentes (2006-2015 e 2016-2025).

2. METODOLOGIA

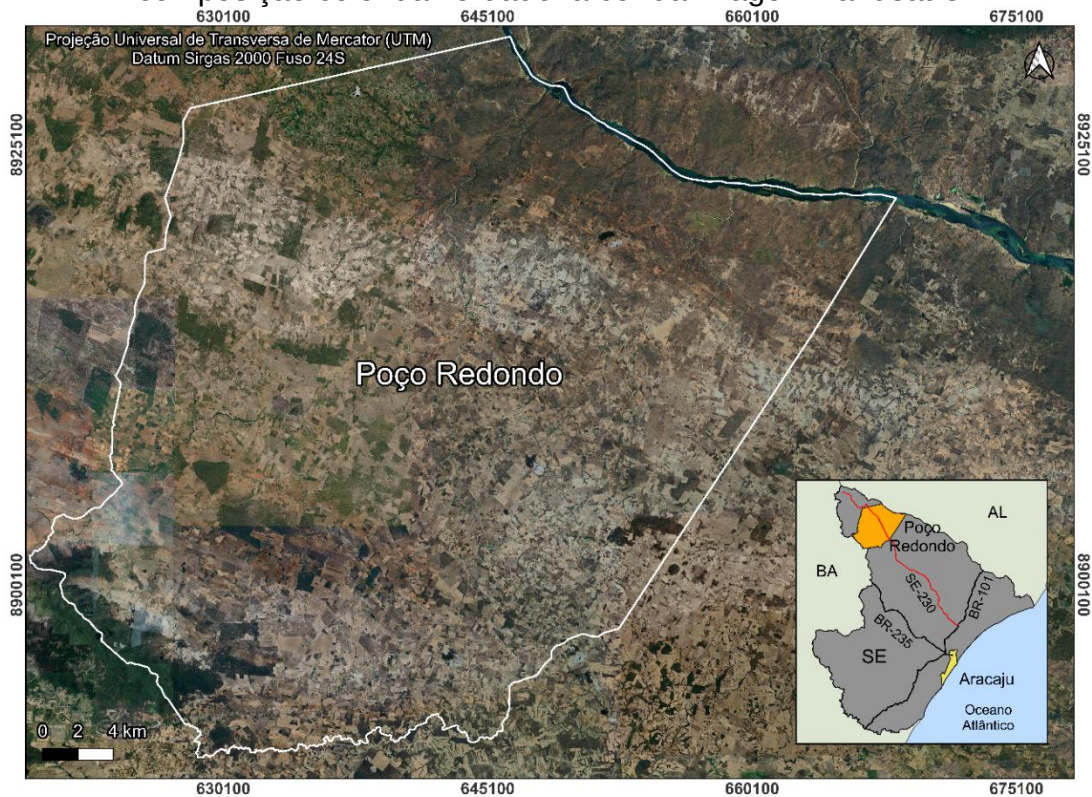
2.1 Área de estudo

O município de Poço Redondo está localizado na mesorregião do Sertão Sergipano, com extensão territorial de aproximadamente 1.212,46 km², conforme registrado na empresa de Desenvolvimento Agropecuário de Sergipe. A sede do município possui coordenadas geográficas de 09°48'14" de latitude Sul e 37°41'09" de longitude Oeste, inserida na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco.

O município limita-se ao noroeste com Canindé de São Francisco e ao leste e sul com Monte Alegre de Sergipe e Porto da Folha, tendo como principal via de acesso à rodovia SE-230 a partir da BR-101 (Figura 1). Poço Redondo encontra-se integralmente inserido no Polígono das Secas, apresentando clima semiárido, com precipitações irregulares e elevado déficit hídrico, sendo essas, características termodinâmicas que condicionam o território a uma alta

suscetibilidade aos processos de desertificação (Jesus et al., 2019; Oliveira; Pinto; Mendonça, 2016).

Figura 1. Localização do município de Poço Redondo (SE) sobreposta à composição colorida verdadeira cor da imagem Landsat-8

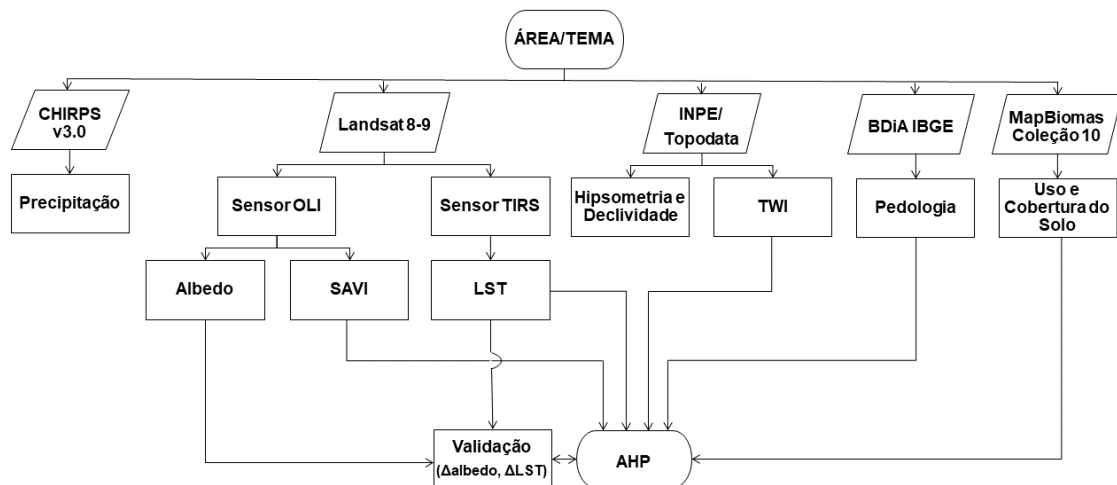


Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

2.2 Procedimentos metodológicos

A estruturação metodológica desta pesquisa compreendeu quatro etapas principais (Figura 2): (i) a aquisição e o pré-processamento das imagens orbitais, e dados climáticos e edáficos; (ii) a extração das variáveis biofísicas e geomorfométricas; (iii) a integração multicritério pelo Processo Analítico Hierárquico (AHP); e (iv) a validação termodinâmica e temporal dos resultados (ΔLST e $\Delta Albedo$).

Figura 2. Fluxograma metodológico da modelagem da suscetibilidade à desertificação.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

O procedimento inicial consistiu na criação de um projeto georreferenciado no software QGIS (versão 3.40), padronizado no Sistema de Coordenadas Sirgas 2000/UTM Zona 24S, o que permitiu a manipulação integrada de dados vetoriais e matriciais. Nesta etapa, estabeleceu-se o recorte espacial da pesquisa, delimitado pelo contorno vetorial do município de Poço Redondo (SE).

Em seguida, definiu-se o recorte temporal da modelagem, que compreendeu a análise de dois cenários referentes aos anos de 2015 e 2025. Esse intervalo de 10 anos foi estabelecido, pois a desertificação é um processo gradual, cujas alterações são praticamente imperceptíveis em períodos curtos. Além disso, a escolha desses anos teve por objetivo comparar o período de seca intensificada pelo fenômeno El Niño, em 2015, com o cenário recente de maior aporte pluviométrico observado em 2025.

A seleção das imagens ocorreu com foco no mês de novembro, por representar o ápice do período de estiagem no semiárido. Nesse contexto, as datas exatas da análise corresponderam às passagens orbitais dos dias 14 de novembro de 2015 e 25 de novembro de 2025, critério técnico definido em função da disponibilidade de cenas livres de cobertura de nuvens dos satélites Landsat-8 e Landsat-9.

Vale destacar que essa abordagem sazonal foi adotada como uma estratégia metodológica do presente estudo para minimizar o mascaramento espectral causado pela resposta fenológica do estrato herbáceo pioneiro. Ao restringir a análise ao período seco, garante-se maior exposição do substrato, condição que otimiza a aplicação do Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI) na mitigação do ruído de fundo (Huete, 1988). Essa estratégia permite

isolar a resposta da vegetação perene e avaliar, com maior precisão, o avanço da degradação em terras secas (Accioly et al., 2019).

Para avaliar a resposta da superfície à disponibilidade hídrica antecedente, utilizou-se o banco de dados de precipitação CHIRPS v3.0 (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station Data), a partir do qual foram gerados dois produtos pluviométricos distintos: (i) a precipitação acumulada das séries históricas decenais (2006–2015 e 2016–2025), elaborada para comprovar a persistência do déficit hídrico de longo prazo e fundamentar a perda de resiliência ecológica da Caatinga na área de estudo; e (ii) a precipitação acumulada do quadrimestre correspondente aos meses de agosto a novembro (2015 e 2025), utilizada para justificar a resposta fenológica temporária da vegetação herbácea, avaliada pelo SAVI, bem como para embasar a validação termodinâmica (ΔLST e $\Delta Albedo$) entre os cenários.

2.2.1 Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI)

O parâmetro biofísico da vegetação foi representado pelo Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI), calculado a partir das bandas do vermelho e do infravermelho próximo (Equação 1). A adoção do SAVI fundamenta-se nas características ambientais do semiárido, marcado pela baixa densidade da cobertura vegetal e ampla exposição do solo, fatores que influenciam significativamente a resposta espectral da superfície.

$$SAVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{Red}}{\rho_{NIR} + \rho_{Red} + L} * (1 + L) \quad \text{Eq. 1}$$

O índice incorpora um fator de ajuste (L), adotado neste estudo com o valor de 0,5, que reduz a influência do brilho do solo na resposta espectral, proporcionando estimativas mais confiáveis da cobertura vegetal em áreas com vegetação esparsa (Huete, 1988). Essa característica torna o SAVI particularmente adequado para estudos de desertificação, por aumentar a sensibilidade na identificação de alterações da cobertura vegetal e de áreas de solo exposto em ambientes semiáridos (Qi et al., 1994).

Para quantificar a extensão territorial do impacto e isolar a interferência da lâmina d'água do Rio São Francisco, o mapa do SAVI foi fatiado em quatro macro-classes de cobertura. Para isso, os limiares espectrais validados por Pereira et al. (2020) para o bioma Caatinga foram adaptados: a) Corpos d'água

(SAVI < 0); b) Solo Exposto e Áreas Degradadas (SAVI entre 0 e 0,22); c) Vegetação Esparsa (SAVI entre 0,22 e 0,30); e d) Vegetação Arbóreo-Arbustiva (SAVI > 0,30, unificando os estratos originais semi-denso e denso). A extração das áreas correspondentes a cada classe permitiu mensurar a dimensão territorial do processo de desertificação no município.

2.2.2 Cálculo do albedo

As imagens orbitais foram obtidas a partir dos sensores OLI e TIRS dos satélites Landsat-8/9, órbita/ponto 215/67, datadas de 14 de novembro de 2015 e 25 de novembro de 2025. Foram utilizados os produtos da Coleção 2 e do Nível 2 do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), que disponibilizam as bandas previamente corrigidas e calibradas para efeitos atmosféricos através do algoritmo LaSRC (*Land Surface Reflectance Code*). Esses produtos permitiram o cálculo do Albedo de Superfície de ondas curtas (*broadband*), para o qual inicialmente foi necessário converter os números digitais (DN) das bandas ópticas em Refletância de Superfície através da Equação 2:

$$SR = (DN * 0,0000275) - 0,2 \quad \text{Eq. 2}$$

onde: SR = Refletância de Superfície; DN = Número digital do pixel.

Em seguida, a formulação matemática do albedo de ondas curtas (*broadband*) empregou as Bandas 2 (Blue), 4 (Red), 5 (NIR), 6 (SWIR 1) e 7 (SWIR 2) do sensor OLI, conforme a Equação 3. O algoritmo baseia-se no modelo de integração linear de Liang (2000), desenvolvido originalmente para as bandas do sensor TM e ETM+ (série Landsat 5 e 7). Dessa forma, a aplicação nos satélites modernos mantém o rigor dos pesos estatísticos originais, omitindo-se as bandas 1 (Coastal Aerosol) por ser exclusiva de sensores recentes, e a banda 3 (Green). A exclusão da banda correspondente ao espectro verde justifica-se cientificamente pelo modelo de Liang (2000), o qual demonstrou que a sua inclusão gerava um desvio padrão excessivamente alto no coeficiente, sem proporcionar ganhos significativos na precisão estatística, R^2 e Erro Padrão Residual, do cálculo do albedo total.

$$\alpha = 0,356\rho_2 + 0,130\rho_4 + 0,373\rho_5 + 0,085\rho_6 + 0,072\rho_7 - 0,0018 \quad \text{Eq. 3}$$

onde: α = Albedo; ρ = Reflectância.

2.2.3 Temperatura da Superfície Terrestre (LST)

O parâmetro climático foi representado pela Temperatura da Superfície Terrestre (LST) calculada a partir da Banda 10 (TIRS). O algoritmo empregado baseia-se no método de canal único (single-channel), que integra perfis atmosféricos e estimativas de emissividade para reduzir os efeitos da atenuação atmosférica e minimizar ruídos do sensor (Cook et al., 2014).

Como os produtos Landsat Collection 2 Nível 2 já disponibilizam a LST com as correções atmosféricas e de emissividade previamente aplicadas pelo USGS, não foi necessária a realização dessas etapas de processamento. Assim, a LST final foi obtida por meio do reescalamento dos valores digitais (DN) para temperatura física, aplicando-se o fator multiplicativo de 0,00341802 e o fator aditivo de 149,0, conforme especificado para a Coleção 2 do Landsat, seguido da conversão da temperatura da escala Kelvin para graus Celsius, conforme apresentado na Equação 4.

$$LST (^{\circ}C) = (DN * 0,00341802) + 149,0 - 273,15 \quad \text{Eq. 4}$$

2.2.4 Hipsometria, declividade, pedologia e uso e cobertura da terra

O Modelo Digital de Elevação (MDE) do projeto Topodata também foi utilizado para a derivação das variáveis geomorfométricas hipsometria e declividade, por meio das ferramentas de análise de terreno. Esses parâmetros são fundamentais na caracterização do relevo, no controle dos processos hidrológicos e na dinâmica superficial da paisagem (Moore et al., 1991; Florinsky, 2017). O mapa pedológico foi confeccionado a partir da base vetorial do Banco de Dados de Informações Ambientais (BDiA/IBGE) e analisado de acordo com a classificação hidrológica preconizada por Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005). O fator antrópico foi analisado por meio do mapeamento de uso e cobertura da terra. Para isso, utilizaram-se os dados matriciais anuais disponibilizados pelo Projeto MapBiomass (Coleção 10), com resolução espacial de 30 metros. O recorte temporal dessa variável compreendeu os anos de 2015 e 2024, com o objetivo de fornecer a base necessária para quantificar a supressão vegetal e a expansão agropecuária na área de estudo.

2.2.5 Índice Topográfico de Umidade (TWI)

A dinâmica hidrológica foi representada pelo Índice Topográfico de Umidade (Topographic Wetness Index – TWI), derivado do Modelo Digital de Elevação (MDE) do projeto Topodata (Valeriano, Rosseti, 2012). Esse índice expressa a tendência de acúmulo de água no terreno a partir da interação entre a área de contribuição a montante e a declividade local, constituindo um importante indicador da distribuição espacial da umidade do solo e dos processos hidrológicos superficiais (Beven; Kirkby, 1979; Moore et al., 1991). Inicialmente, o MDE foi submetido ao algoritmo Fill Sinks, visando eliminar depressões espúrias e garantir a consistência do fluxo de drenagem. Em seguida, o TWI foi calculado pela relação logarítmica entre a área de contribuição específica (A_s) e a tangente da declividade (β), expressa em radianos, conforme apresentado na Equação 5.

$$TWI = \ln(a/\tan\beta) \quad \text{Eq. 5}$$

Para a estruturação do modelo de decisão, o critério de ponderação do TWI foi baseado na capacidade teórica de retenção hídrica do terreno. Estabeleceu-se que os menores valores do índice, que representam cristas e encostas íngremes com baixa área de contribuição a montante (Beven; Kirkby, 1979; Moore et al., 1991), receberam os maiores pesos de vulnerabilidade. Essa definição metodológica justifica-se pela dinâmica topográfica, em que locais íngremes favorecem o escoamento superficial acelerado (runoff) e limitam a infiltração. Consequentemente, essa classificação demonstra a intensificação do déficit hídrico e a alta suscetibilidade à erosão, condições que aceleram a perda de resiliência da Caatinga.

2.2.6 Aplicação do AHP

A estruturação do modelo de suscetibilidade à desertificação baseou-se em cinco critérios, reclassificados para a Escala Fundamental de Saaty (1977), variando de 1 (alta resiliência) a 9 (risco extremo). Para viabilizar a álgebra matricial multicritério, as cinco matrizes parametrizadas na Escala de Saaty foram submetidas à equação de Normalização linear Min-Max, transpondo o intervalo de 1 a 9 para a escala contínua de probabilidade de 0 a 1 através da Equação 6, garantindo a proporcionalidade matemática e eliminando vieses de distorção:

$$VN = (Raster - 1)/8 \quad \text{Eq. 6}$$

A ponderação hierárquica foi realizada a partir do cálculo dos autovetores da matriz de comparação par a par (Saaty, 1977). Nesse sistema matricial, os critérios foram organizados segundo o seu grau de influência na suscetibilidade à desertificação, e os pesos relativos (escala de 1 a 9) atribuídos a cada cruzamento estão detalhados na Tabela 1.

A partir dessa matriz, gerou-se a seguinte distribuição final de pesos para o modelo: uso e cobertura do solo (42,31%), SAVI (27,03%), LST (16,06%), pedologia (9,48%) e TWI (5,12%). A validação matemática da matriz resultou em uma Razão de Consistência (RC) de 0,0085, valor inferior ao limite de tolerância (< 0,10) exigido na literatura internacional, assegurando a coerência na definição dos pesos.

Tabela 1 – Matriz de comparação par a par e distribuição final de pesos (AHP).

Variáveis	Uso e Cobertura	SAVI	LST	Pedologia	TWI	Peso Final (Autovetor)
Uso e Cobertura	1	2	3	5	7	42,31%
SAVI	1/2	1	2	3	5	27,03%
LST	1/3	1/2	1	2	3	16,06%
Pedologia	1/5	1/3	1/2	1	2	9,48%
TWI	1/7	1/5	1/3	1/2	1	5,12%

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

A hierarquização das variáveis na matriz de comparação par a par do AHP foi estruturada com base na intensidade e na escala temporal dos processos que desencadeiam a desertificação em Poço Redondo. O maior peso atribuído ao uso e cobertura da terra (42,31%) e ao SAVI (27,03%) justifica-se pelo fato de as pressões antrópicas, como a expansão da pastagem e o sobrepastoreio, serem os principais fatores da degradação da Caatinga. Esse impacto promove a compactação do solo, reduz a macroporosidade e anula a interceptação pluvial pela vegetação (Alves et al., 2025; Silva; Henrique; Cazé, 2018), gerando uma perda de resiliência biológica evidenciada pela incapacidade de regeneração da biomassa mesmo sob maiores aportes de chuva (Pereira et al., 2020).

Como consequência desse processo de supressão vegetal e exposição do substrato, a temperatura da superfície terrestre (LST) obteve o terceiro maior peso (16,06%), uma vez que o balanço de energia é desestabilizado e a radiação solar passa a ser convertida predominantemente em calor sensível nas áreas degradadas (Silva et al., 2021).

Por outro lado, a pedologia (9,48%) e o índice topográfico de umidade - TWI (5,12%), receberam pesos relativos inferiores por constituírem fatores ambientais de mudança lenta (Araújo; Souza; Machado, 2021). Embora a presença de solos rasos de baixa permeabilidade e a declividade controlem a distribuição natural da água e a suscetibilidade à erosão (Sartori; Lombardi Neto; Genovez, 2005; Vasconcelos; Souza, 2018), essas características físicas dependem da ação antrópica para que os processos de degradação do solo e escoamento superficial acelerado sejam intensificados.

O mapa final de suscetibilidade foi processado por soma ponderada e fatiado nos intervalos manuais definidos pelo histograma: Muito Baixa, Baixa, Moderada, Alta e Muito Alta.

2.2.7 Validação do produto final gerado pelo AHP

A etapa final consistiu na validação do modelo AHP por meio de subtrações dos produtos albedo e temperatura da superfície terrestre dos cenários de 2025 e 2015, através da calculadora raster do QGIS, gerando os mapas de variação da temperatura da superfície terrestre (ΔLST) e do albedo ($\Delta Albedo$). Essa operação fundamentou-se na premissa de que áreas com perda definitiva de resiliência biológica apresentam aumento simultâneo da LST e da reflectância, apesar do maior aporte pluviométrico de 2025.

Por fim, o cruzamento desses dados com o produto final do AHP teve o objetivo de comprovar se as zonas de degradação foram corretamente enquadradas pelo algoritmo nas classes de Alta e Muito Alta Suscetibilidade.

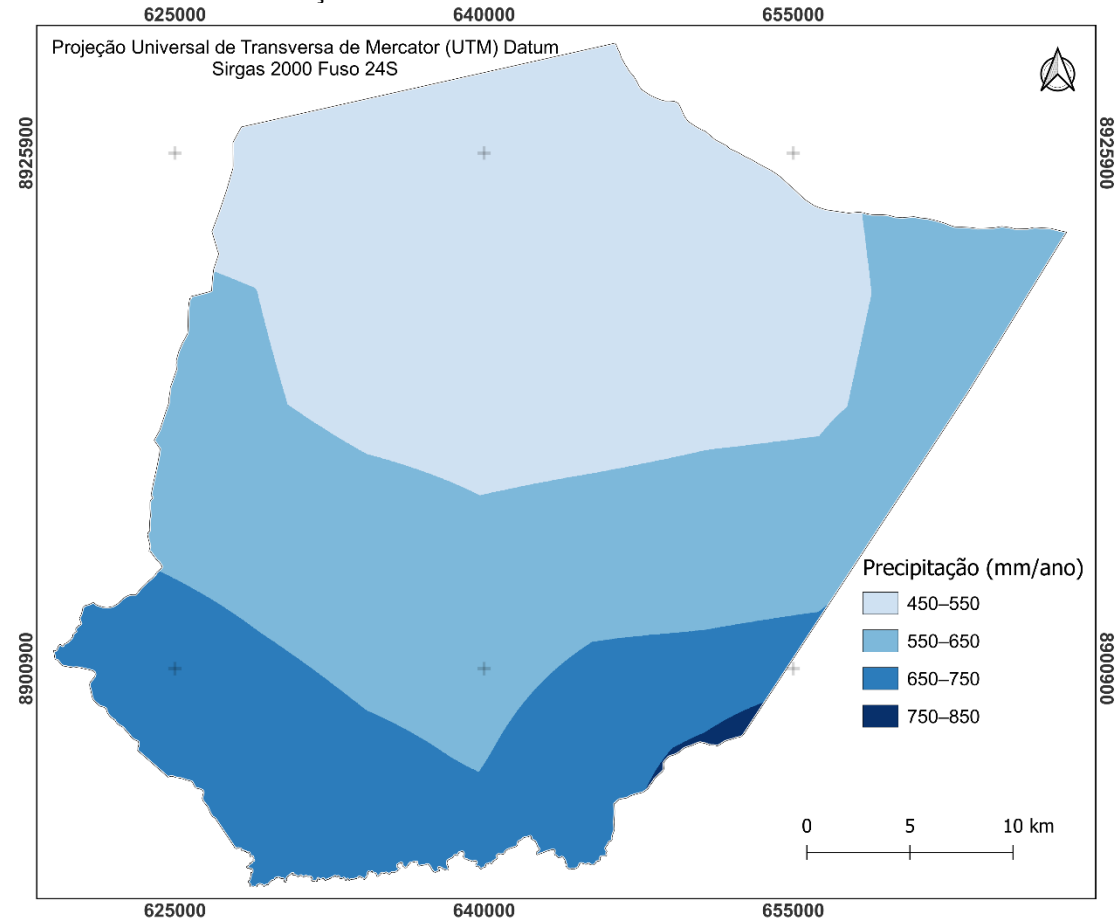
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Precipitação e Estresse Hídrico

No que diz respeito à disponibilidade hídrica, a análise da série histórica revelou que, na primeira década (2006–2015), a precipitação acumulada foi de 5.871,27 mm, correspondendo a uma média anual de 587,13 mm. Na década seguinte (2016–2025), o total pluviométrico reduziu-se para 5.501,72 mm, com média anual de 550,17 mm. A distribuição espacial dessa redução pluviométrica pode ser observada nas Figuras 3 e 4, que ilustram a variação temporal da precipitação média anual. Esse decréscimo ao longo do período analisado evidencia o agravamento do déficit hídrico no município de Poço Redondo,

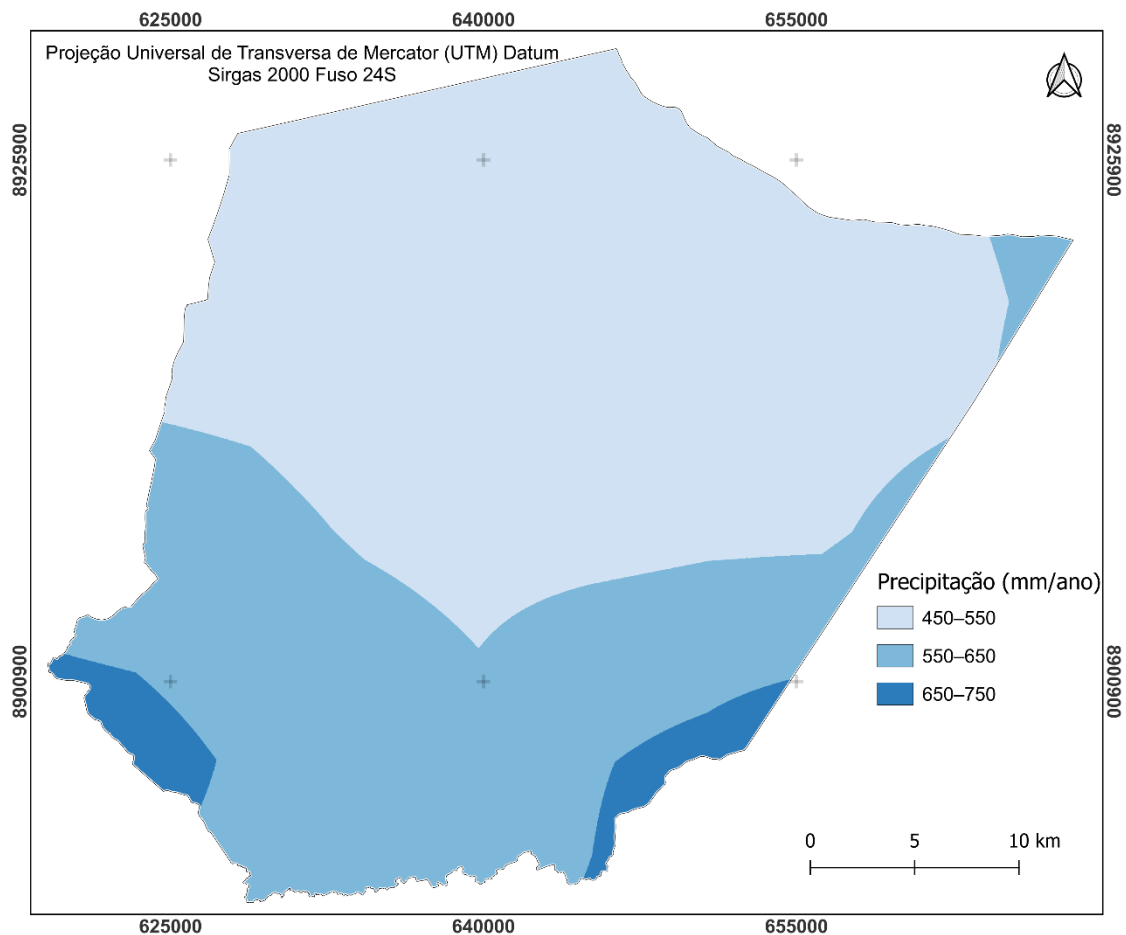
restringindo a capacidade de suporte e de recuperação fisiológica da Caatinga. Em consequência, a vegetação passa a demandar um maior grau de adaptação para tolerar as condições ambientais restritivas e assegurar sua manutenção no ecossistema (Santos et al., 2021).

Figura 3 - Distribuição espacial da precipitação média anual no município de Poço Redondo nos anos de 2006 a 2015.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Figura 4 - Distribuição espacial da precipitação média anual no município de Poço Redondo nos anos de 2016 a 2025.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

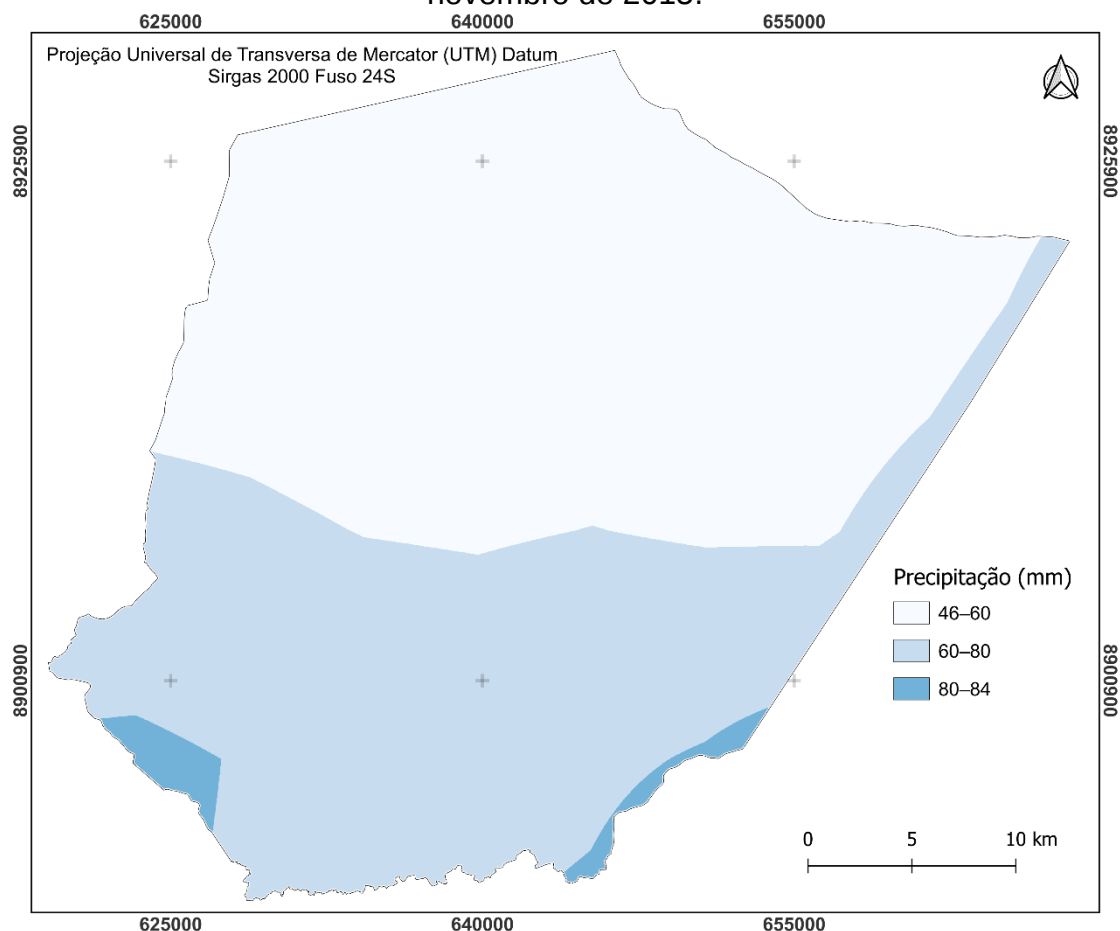
Com relação à precipitação acumulada no quadrimestre selecionado (agosto a novembro), os dados demonstraram que o período de maior degradação registrado em 2015 coincidiu com um evento de seca extrema de curta duração, durante o qual foi registrada uma média espacial de apenas 60,28 mm de precipitação acumulada. Esse severo déficit hídrico, provavelmente, foi intensificado pela atuação do fenômeno El Niño, considerado um dos eventos mais intensos da série histórica climática global (Carlowicz; Uz, 2017; Lindsey, 2016; NOAA, 2026). Esse fenômeno provocou alterações significativas na circulação atmosférica, resultando na redução dos índices pluviométricos em diversas regiões. Em contrapartida, no quadrimestre correspondente a 2025, foi observado um aumento do acumulado pluviométrico, que atingiu 110,59 mm, evidenciando uma recuperação parcial das condições hídricas em relação a 2015 (Figuras 5 e 6).

Diante do exposto, verifica-se uma tendência de redução pluviométrica em longo prazo no território estudado. No entanto, a análise do quadrimestre antecedente evidencia que a dinâmica fenológica da Caatinga apresenta elevada dependência de eventos pluviométricos concentrados e sazonais, uma

vez que, ao final de 2025, o maior aporte hídrico registrado favoreceu uma recuperação temporária da cobertura vegetal.

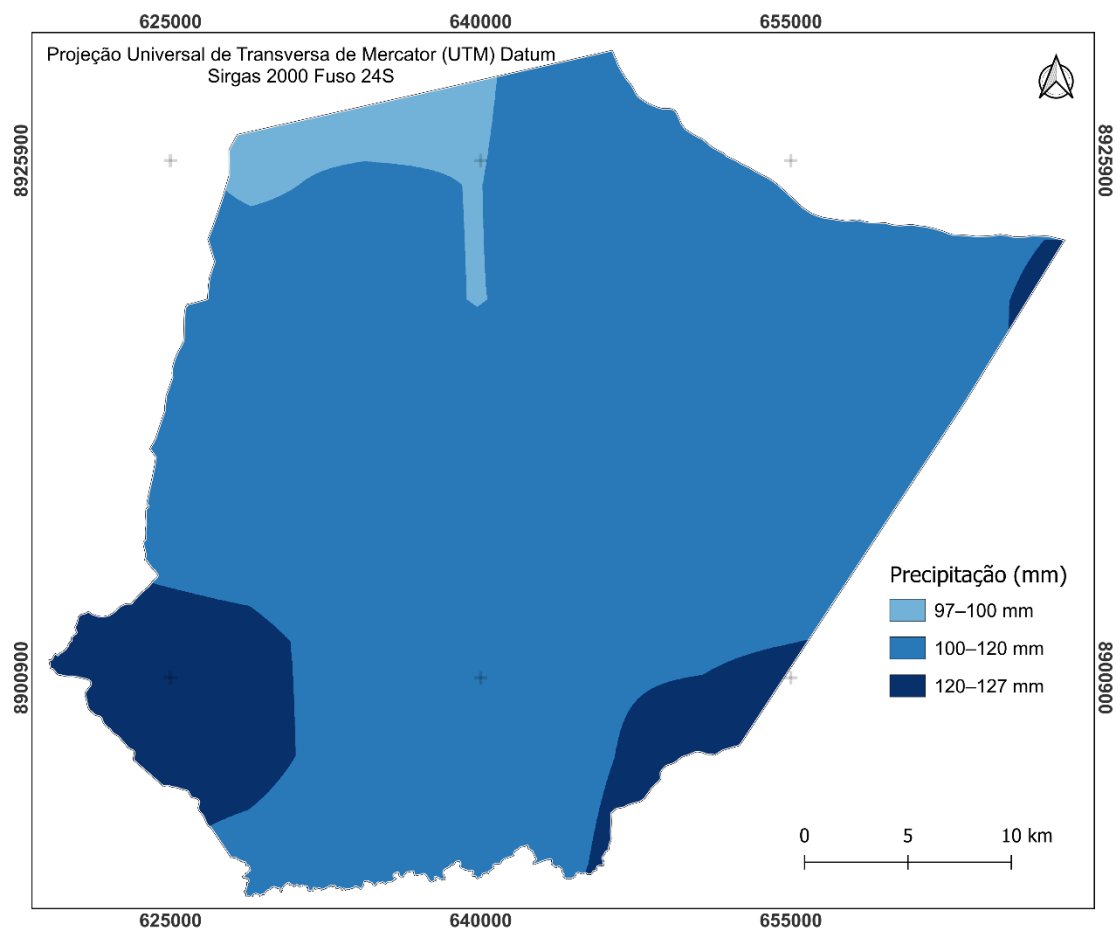
Em contraste, no ano de 2015, a intensa escassez hídrica comprometeu o desenvolvimento da vegetação, limitando sua capacidade de resposta fisiológica. A compreensão dessa dinâmica hidrológica é essencial, pois a disponibilidade de cobertura vegetal exerce influência direta sobre a geração do escoamento superficial (runoff) e sobre a suscetibilidade do solo aos processos erosivos. Quando as precipitações incidem sobre superfícies desprovidas de cobertura vegetal, intensificam-se os processos de degradação física do solo, resultando em perdas expressivas de solo e água, conforme discutido por Accioly et al. (2019).

Figura 5 - Precipitação acumulada do quadrimestre antecedente - agosto a novembro de 2015.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Figura 6 - Precipitação acumulada do quadrimestre antecedente - agosto a novembro de 2025.

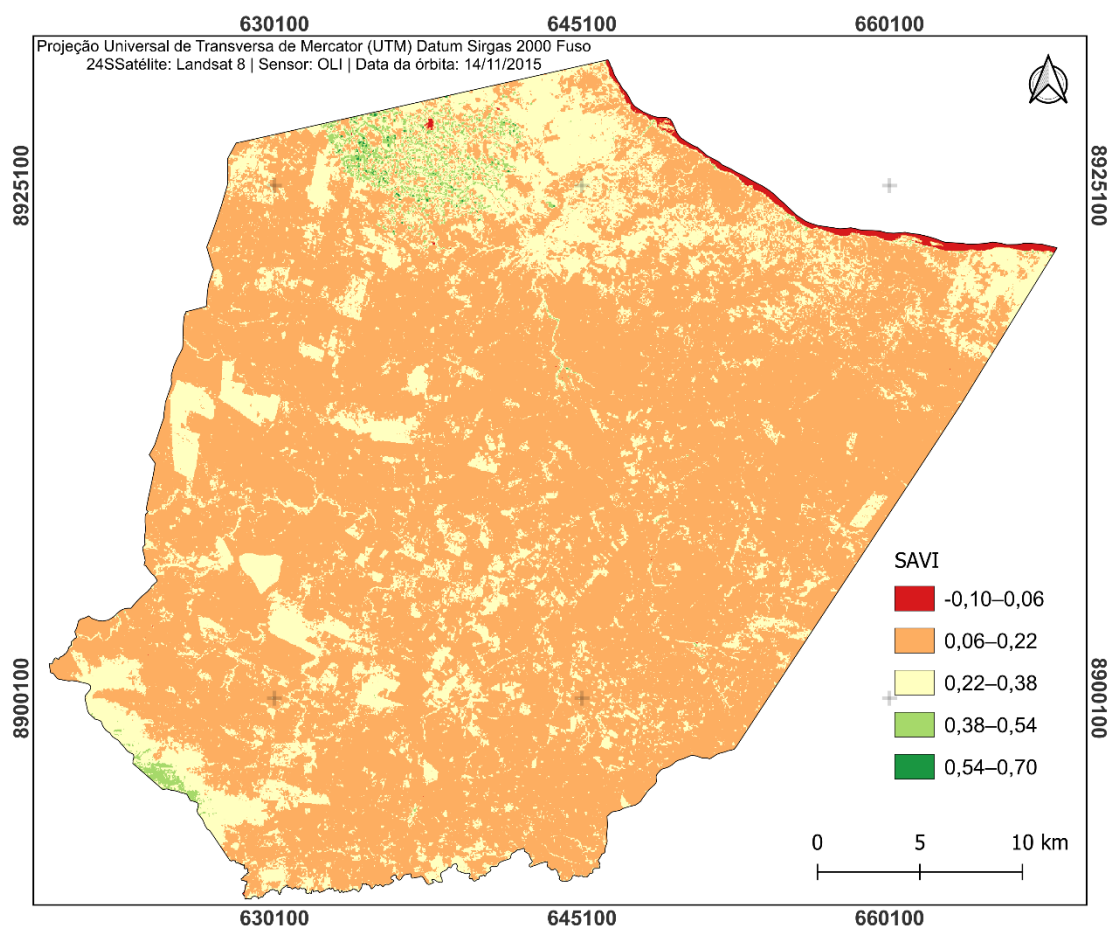


Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

3.2 Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI)

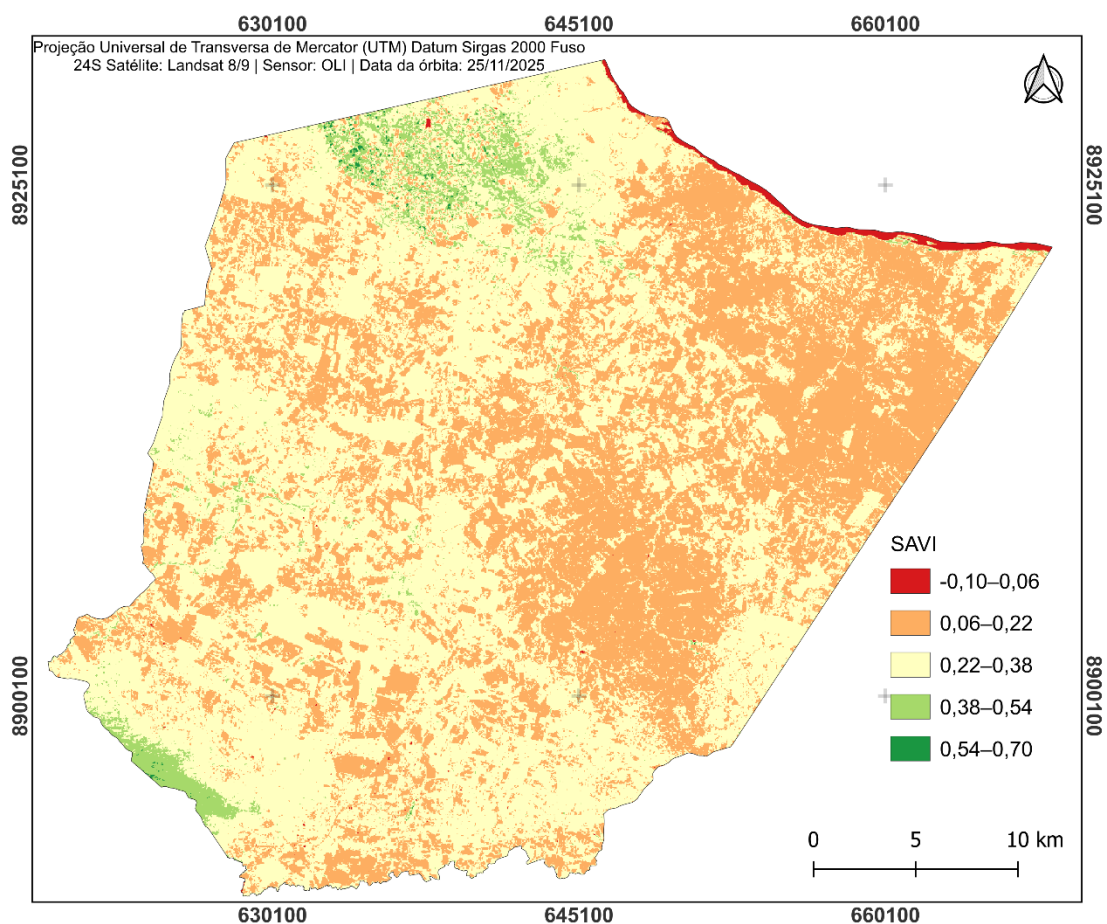
No que se refere ao Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI), os resultados obtidos evidenciaram uma baixa capacidade de recuperação da cobertura vegetal no município de Poço Redondo. A distribuição espacial dos valores de SAVI nos anos de 2015 e 2025 está ilustrada nas Figuras 7 e 8, a qual evidencia a persistência de extensas áreas com baixos índices de vigor vegetativo. Essa condição é corroborada pela análise estatística apresentada na Tabela 2, que permitiu quantificar a resposta fisiológica da vegetação frente aos diferentes regimes pluviométricos. Os baixos valores de SAVI observados indicam redução do vigor vegetativo e da densidade da cobertura vegetal, refletindo a perda de resiliência ecológica do bioma e evidenciando um cenário de limitada capacidade de regeneração da vegetação ao longo do período analisado.

Figura 7 - Índice de vegetação ajustado ao solo (SAVI) no município de Poço Redondo (SE) para 14 de novembro de 2015.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Figura 8 - Índice de vegetação ajustado ao solo (SAVI) no município de Poço Redondo (SE) para 25 de novembro de 2025.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Tabela 2 - Valores de SAVI no município de Poço Redondo (2015 - 2025).

Cenário Temporal	SAVI Mínimo	SAVI Máximo	Média Geométrica	Desvio Padrão (σ)
14/11/2015	-0,133	0,723	0,200	$\pm 0,046$
25/11/2025	-0,164	0,706	0,243	$\pm 0,061$

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Conforme apresentado na Tabela 2, o cenário de 2015 registrou um valor médio de SAVI de apenas 0,200, indicando baixa densidade de cobertura vegetal e elevada exposição do solo no município. A seca extrema observada nesse período favoreceu a intensa perda foliar das espécies da Caatinga, em decorrência da caducifólia, um mecanismo adaptativo que reduz a atividade fotossintética e o consumo hídrico durante períodos de severa escassez de água.

Em contrapartida, a análise referente a 2025 evidencia a redução da resiliência do ecossistema, caracterizada pelo enfraquecimento da relação entre o aumento da precipitação e a resposta fisiológica da vegetação. Embora tenha sido registrado maior aporte pluviométrico em relação a 2015, a recuperação do vigor vegetativo permaneceu limitada, indicando que a disponibilidade hídrica,

isoladamente, já não é suficiente para promover a regeneração da cobertura vegetal. Esse comportamento corrobora as observações de Accioly et al. (2019), que associam os processos de desertificação à perda progressiva da capacidade de recuperação da produtividade biológica dos ecossistemas.

Apesar de a precipitação acumulada em 2025 (110,59 mm) ter sido quase o dobro da registrada durante a seca extrema de 2015 (60,28 mm), a média geométrica do SAVI apresentou apenas uma discreta elevação, atingindo 0,243. Essa reduzida resposta do índice de vegetação evidencia que a cobertura vegetal permanece em um estágio avançado de degradação, indicando comprometimento da resiliência ecológica e da capacidade de recuperação estrutural do ecossistema, mesmo sob maior disponibilidade hídrica. Esse comportamento está em consonância com Pereira et al. (2020), que demonstram que ecossistemas submetidos à degradação severa podem ultrapassar seus limites de resiliência, tornando-se incapazes de restabelecer a cobertura vegetal apenas em função do retorno das chuvas.

Esse cenário sugere que o aumento da precipitação não tem sido suficiente para promover a infiltração e o armazenamento de água em profundidade, limitando o abastecimento do sistema radicular das espécies arbóreo-arbustivas. Em consequência, parte significativa da água pluvial tende a ser perdida por escoamento superficial (runoff), reduzindo sua disponibilidade para o desenvolvimento da vegetação e favorecendo a intensificação dos processos erosivos. Essa interpretação corrobora as observações de Accioly et al. (2019), que destacam que a incidência de precipitações sobre solos desprovidos de cobertura vegetal potencializa as perdas de solo e água, acelerando os processos de degradação ambiental.

Durante o período úmido na Caatinga, o estrato herbáceo pioneiro responde rapidamente ao aumento da disponibilidade hídrica, elevando temporariamente sua atividade fotossintética e produzindo respostas espectrais que podem se aproximar ou até superar aquelas observadas na vegetação arbórea mais densa. Nesse contexto, o discreto aumento do SAVI registrado em 2025 não pode ser interpretado como evidência de restauração ecológica estrutural, uma vez que esse incremento provavelmente reflete o desenvolvimento temporário da vegetação herbácea, cujas espécies germinam de forma oportunista em resposta às chuvas e completam rapidamente seu ciclo de vida após o término do período úmido.

Desse modo, o aumento residual do índice representa um mascaramento temporário do vigor vegetativo, sem indicar a recuperação efetiva da cobertura arbóreo-arbustiva, reforçando a persistência do processo de desertificação na área estudada. Essa interpretação é corroborada por Francisco et al. (2015), que demonstram que a manutenção de baixos índices espectrais mesmo durante o período chuvoso constitui um forte indicativo de degradação ambiental, refletindo ecossistemas que perderam sua capacidade de restabelecer a cobertura vegetal de forma sustentável.

Com base nos limiares definidos metodologicamente, a distribuição espacial das macroclasses de cobertura pode ser observada nas Figuras 7 e 8, enquanto a quantificação das respectivas áreas encontra-se apresentada na Tabela 3, permitindo dimensionar a extensão territorial do processo de desertificação no município.

Tabela 3 - Quantificação das classes de cobertura do solo baseadas no SAVI para o município de Poço Redondo (2015 e 2025).

Classe de Cobertura	Área 2015 (km²)	Área 2015 (%)	Área 2025 (km²)	Área 2025 (%)
Corpos d'água (< 0)	1,64	0,13	2,85	0,23
Solo Exposto (0 a 0,22)	942,20	77,25	483,34	39,63
Vegetação Esparsa (0,22 a 0,30)	240,90	19,75	545,40	44,71
Vegetação Arbóreo-Arbustiva (> 0,30)	35,01	2,87	188,17	15,43
Total	1.219,75	100,00	1.219,76	100,00

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

A Tabela 3 apresenta a distribuição territorial e percentual das classes de cobertura do solo no município para os anos de 2015 e 2025, evidenciando a redução da resiliência do ecossistema. Observa-se que, no cenário de 2015, 77,25% da superfície de Poço Redondo estava classificada como solo exposto. Em contrapartida, no período de 2025, a vegetação arbóreo-arbustiva ocupou apenas 15,43% do território, indicando que uma parcela significativa das áreas anteriormente degradadas não atingiu níveis elevados de recuperação estrutural da cobertura vegetal.

Verifica-se, ainda, um aumento expressivo da classe de vegetação esparsa, que passou de 19,75% para 44,71%, sugerindo que a recuperação do

bioma ocorreu predominantemente por meio do estabelecimento de uma cobertura vegetal rala e fragmentada, em detrimento da recomposição de formações mais densas.

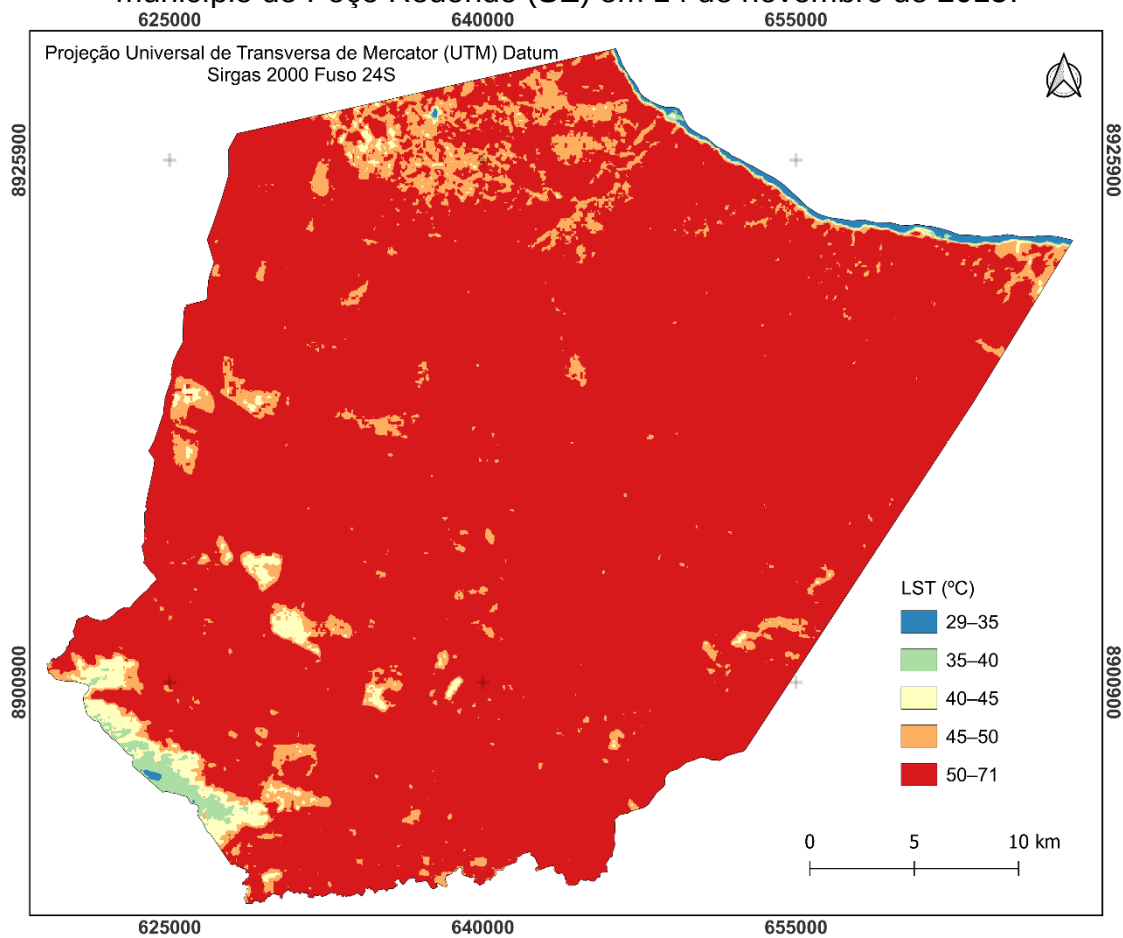
Esse avanço predominante de espécies herbáceas de ciclo curto pode promover um mascaramento temporário do vigor vegetativo nas imagens de satélite, em função da rápida resposta fenológica dessas espécies após eventos pluviométricos. Essa dinâmica, associada à reduzida capacidade de recuperação do estrato lenhoso mesmo sob condições hídricas favoráveis, sugere que a resiliência ecológica do território de Poço Redondo encontra-se significativamente comprometida, indicando um possível estado avançado de degradação ambiental. Esse diagnóstico é sustentado por Pereira et al. (2020), que associam a baixa capacidade de regeneração da vegetação após episódios de precipitação ao esgotamento da resiliência do ecossistema em áreas sob processo de desertificação.

3.3 Temperatura de Superfície (LST) e Albedo

A supressão da cobertura vegetal altera significativamente o balanço de radiação na superfície do município de Poço Redondo. A remoção do estrato arbóreo-arbustivo compromete o principal mecanismo de regulação microclimática do ecossistema, uma vez que reduz a dissipação de energia na forma de calor latente por meio da evapotranspiração. Como consequência, uma parcela crescente da energia líquida passa a ser convertida em calor sensível, intensificando o aquecimento da superfície. Esse comportamento é consistente com os resultados de Silva et al. (2021), que verificaram maiores fluxos de calor latente em áreas onde a Caatinga permanece preservada. De forma complementar, Querino et al. (2022) demonstraram que a temperatura da superfície responde rapidamente ao aumento da incidência da radiação solar, sobretudo em ambientes com reduzida cobertura vegetal.

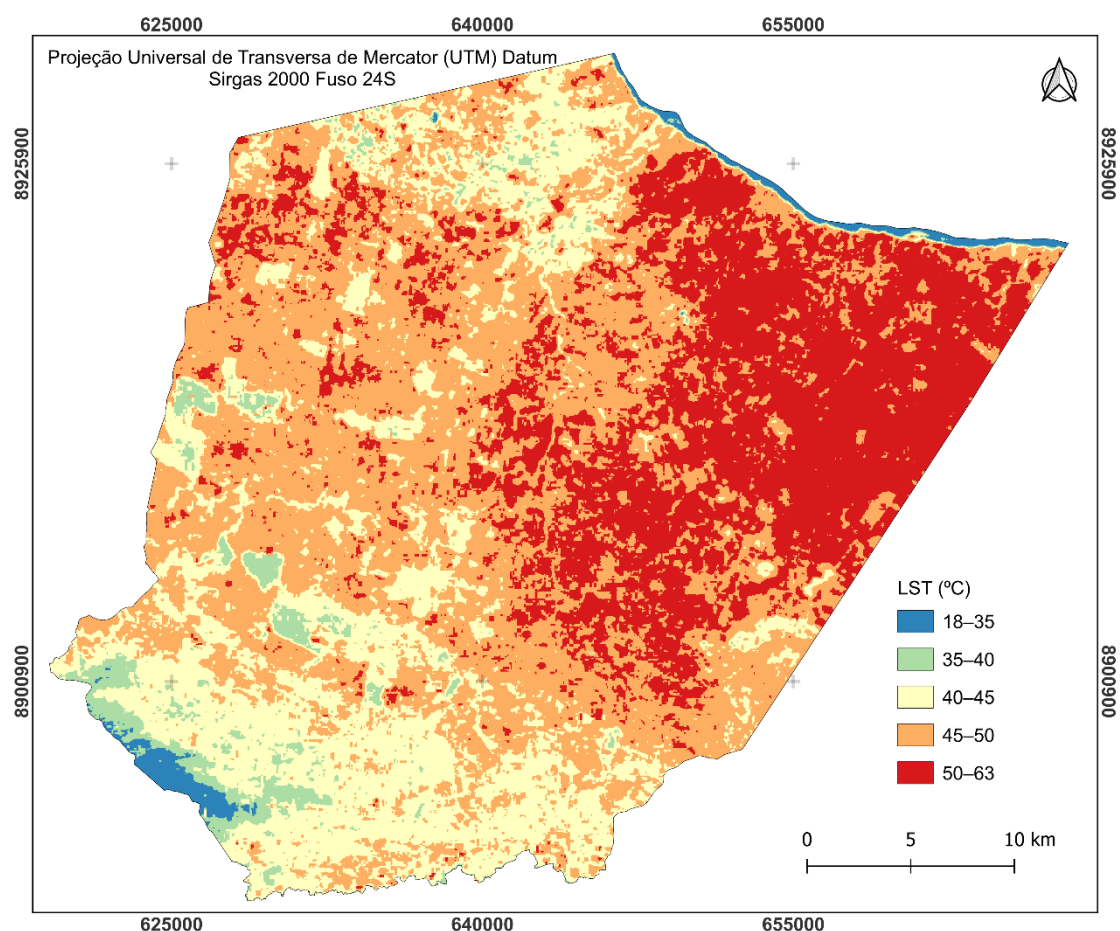
No município de Poço Redondo, essa dinâmica reflete-se no aumento da Temperatura da Superfície Terrestre (Land Surface Temperature – LST), em decorrência da maior absorção e armazenamento de energia pelo solo exposto (Figura 9 e 10). Os efeitos desse processo são apresentados na Tabela 4, que reúne a estatística descritiva da LST para os anos de 2015 e 2025, permitindo avaliar a evolução temporal do aquecimento superficial associado à degradação da cobertura vegetal.

Figura 9 - Distribuição espacial da temperatura da superfície terrestre (LST) no município de Poço Redondo (SE) em 14 de novembro de 2015.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Figura 10 - Distribuição espacial da temperatura da superfície terrestre (LST) no município de Poço Redondo (SE) em 25 de novembro de 2025.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026)

Tabela 4 - Comportamento Estatístico dos Extremos Térmicos de Superfície (LST) em Poço Redondo (2015 - 2025).

Cenário Temporal	LST Mínima	LST Máxima	Média Geométrica	Amplitude Térmica Absoluta
14/11/2015	29,4 °C	70,3 °C	54,1 °C	40,9 °C
25/11/2025	18,9 °C	62,5 °C	47,3 °C	43,6 °C

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

No cenário de 2015, as áreas degradadas e os solos expostos apresentaram os maiores valores de temperatura da superfície, atingindo máximas de 70,3 °C e uma média municipal de 54,1 °C. A persistência dessas temperaturas elevadas intensifica os processos de degradação edáfica, uma vez que compromete o funcionamento biológico do solo e reduz sua capacidade de manutenção dos processos ecossistêmicos.

Em áreas de solo exposto, o aquecimento excessivo limita a atividade dos microrganismos da camada superficial, reduz a decomposição da matéria orgânica e compromete a ciclagem de nutrientes, além de acelerar a perda da umidade residual do solo. Essa dinâmica é corroborada por Correia et al. (2015), que demonstraram a influência direta da temperatura e da umidade do solo sobre a atividade respiratória da microbiota da Caatinga.

Apesar da contribuição pluviométrica adicional de 110,59 mm, o cenário de 2025 manteve temperaturas superficiais elevadas, com valor máximo de 62,5 °C e média municipal de 47,3 °C. Esse comportamento sugere que o incremento da precipitação não foi suficiente para restabelecer a capacidade de retenção hídrica do solo, sendo compatível com a predominância de escoamento superficial em detrimento da infiltração da água no perfil edáfico. Como consequência, o solo exposto permanece sujeito ao rápido aquecimento, fato evidenciado pelo aumento da amplitude térmica absoluta, que evoluiu de 40,9 °C, em 2015, para 43,6 °C, em 2025.

A persistência desse regime térmico compromete diretamente a regeneração natural da vegetação, uma vez que a combinação entre temperaturas próximas ou superiores a 40 °C e a baixa disponibilidade hídrica restringe a germinação de sementes de espécies nativas (Cunha; Ferreira; Silva, 2021). Além disso, essas condições impõem severos estresses térmico e hídrico ao estabelecimento e desenvolvimento inicial da vegetação da Caatinga (Alves et al., 2021). Consequentemente, a manutenção do desequilíbrio no balanço de energia favorece a intensificação dos processos de degradação ambiental, consolidando esses setores como áreas prioritárias de ocorrência da desertificação.

Para subsidiar a análise da distribuição espacial do aquecimento superficial, o mapa da Temperatura da Superfície Terrestre (LST) (Figura 9 e 10) foi compartimentado em cinco classes térmicas, permitindo quantificar a extensão territorial dos diferentes níveis de aquecimento. A mensuração da área ocupada por cada classe, apresentada na Tabela 5, possibilita avaliar a persistência espacial e a intensificação do estresse térmico, fornecendo subsídios para a identificação das áreas mais suscetíveis ao avanço da desertificação no município de Poço Redondo.

Tabela 5 - Quantificação das classes de Temperatura da Superfície Terrestre (LST) para o município de Poço Redondo (2015 e 2025).

Classe Térmica (°C)	Área 2015 (km²)	Área 2015 (%)	Área 2025 (km²)	Área 2025 (%)
< 35	5,76	0,47	14,15	1,16
35 - 40	7,82	0,64	35,89	2,94
40 - 45	20,61	1,69	289,09	23,70
45 - 50	80,14	6,57	544,57	44,65
> 50	1.105,45	90,63	336,07	27,55
Total	1.219,78	100,00	1.219,77	100,00

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Os resultados apresentados na Tabela 5 evidenciam a alteração do balanço de energia da superfície em resposta à escassez hídrica observada em 2015. Sob a influência da seca intensificada pelo fenômeno El Niño, o município de Poço Redondo apresentou 90,63% de sua área (1.105,45 km²) com valores de Temperatura da Superfície Terrestre (LST) superiores a 50 °C. Entretanto, a principal evidência da perda de resiliência da paisagem foi observada em 2025, quando, apesar do aumento da precipitação, que promoveu uma resposta espectral temporária do estrato herbáceo da Caatinga, conforme indicado pela análise do SAVI, não ocorreu a atenuação térmica esperada da superfície.

Essa persistência do aquecimento é evidenciada pelo fato de que 72,2% do território municipal, correspondente ao somatório das classes de 45–50 °C e > 50 °C, permaneceu em faixas térmicas críticas para a regeneração natural da Caatinga. Esse comportamento demonstra que o solo exposto continua direcionando grande parte da energia disponível para o aquecimento da superfície, em razão da redução do fluxo de calor latente associada à perda da cobertura vegetal. Nessas condições, a limitada capacidade de dissipação de energia pela evapotranspiração altera o balanço radiativo da superfície, aumentando a importância da fração da radiação solar refletida. Dessa forma, torna-se indispensável analisar o comportamento do albedo da superfície, cuja estatística descritiva para os cenários de 2015 e 2025 é apresentada na Tabela 6.

Tabela 6 - Estatística Descritiva do Albedo de Superfície no município de Poço Redondo (2015 e 2025).

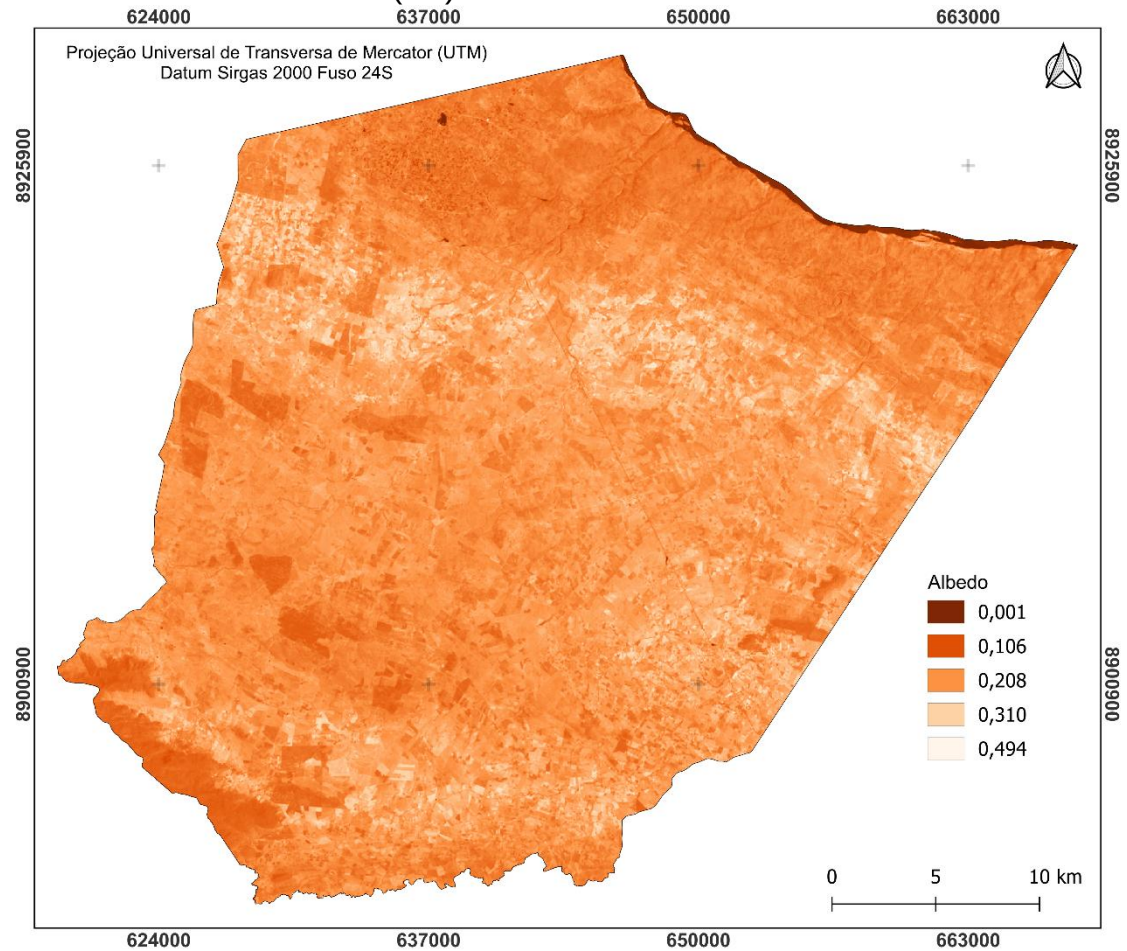
Cenário Temporal	Albedo Mínimo	Albedo Máximo	Média Geométrica	Desvio Padrão (σ)
14/11/2015	0,001	0,494	0,212	$\pm 0,042$
25/11/2025	0,001	0,548	0,199	$\pm 0,045$

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

A Tabela 6 apresenta a variação do albedo da superfície associada às alterações da cobertura vegetal nos dois períodos analisados. Em 2015, o município apresentou albedo médio de 0,212 e valor máximo de 0,494, enquanto, em 2025, registrou albedo médio de 0,199 e máximo de 0,548. Os elevados valores máximos de albedo são característicos de superfícies com solos arenosos e afloramentos rochosos expostos, nas quais a redução da cobertura vegetal aumenta a refletância da radiação solar de ondas curtas e, consequentemente, diminui a parcela de energia absorvida pela superfície. A distribuição espacial desses padrões de refletância, bem como a expansão das

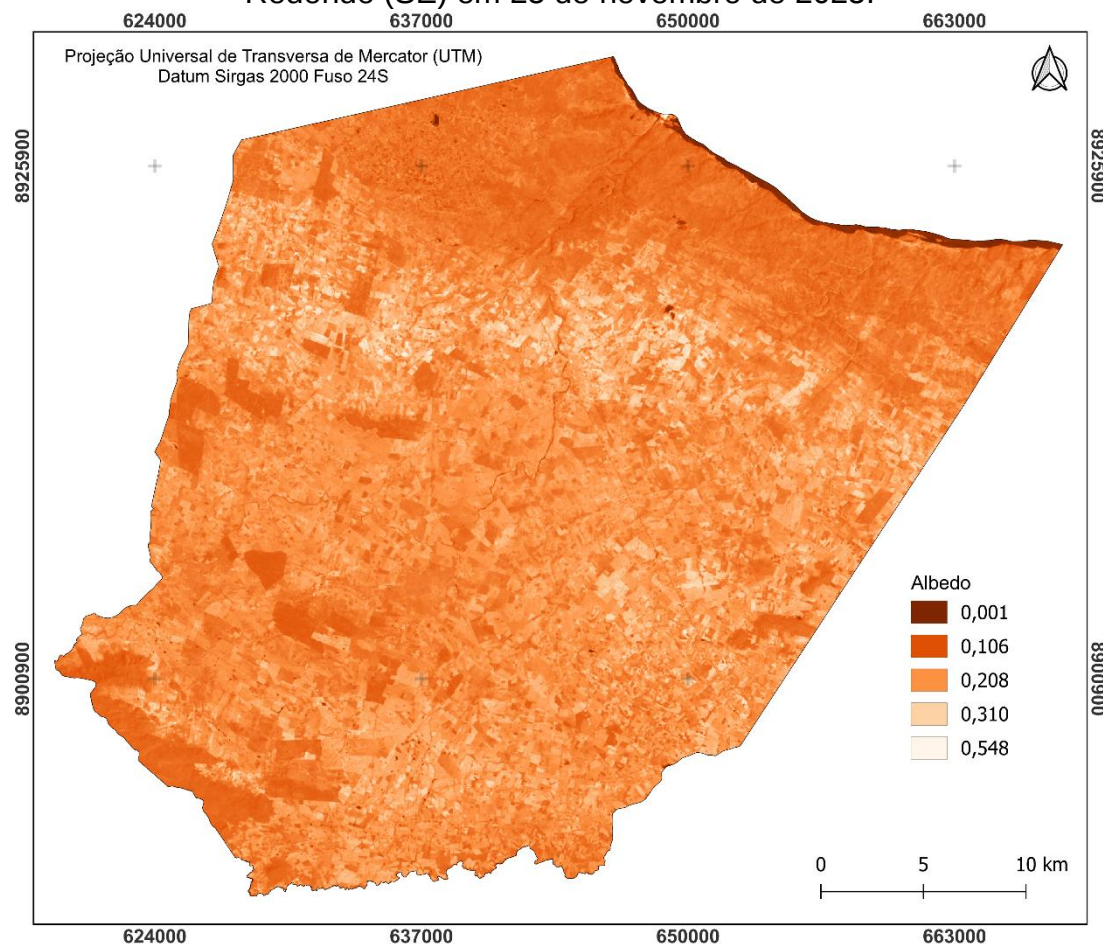
áreas com elevados valores de albedo entre 2015 e 2025, é apresentada nas Figuras 11 e 12.

Figura 11 - Distribuição espacial do albedo de superfície no município de Poço Redondo (SE) em 14 de novembro de 2015.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Figura 12 - Distribuição espacial do albedo de superfície no município de Poço Redondo (SE) em 25 de novembro de 2025.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Nota: Os limites da legenda foram definidos por meio de corte de histograma exclusivamente para otimizar o contraste visual e padronizar a representação cartográfica. Esse procedimento não alterou os valores originais do albedo, cujos valores absolutos e extremos reais são apresentados na Tabela 5.

No cenário de 2025, observa-se redução do albedo para 0,199. Esse comportamento é compatível com os resultados do SAVI, que indicaram uma resposta espectral positiva e temporária do estrato herbáceo em função do aumento da precipitação no período, promovendo maior interceptação da radiação solar e redução da refletância da superfície vegetada. No entanto, o aumento do valor máximo de albedo para 0,548 evidencia a persistência e a expansão de áreas de solo exposto, as quais apresentam maior refletância da radiação de ondas curtas e menor cobertura vegetal, contribuindo para o aumento da heterogeneidade espacial do comportamento radiativo da superfície.

As médias de albedo registradas em Poço Redondo para os anos de 2015 e 2025 foram de 0,212 e 0,199, respectivamente, indicando alterações na partição da radiação de ondas curtas incidente na superfície. Na literatura científica, o intervalo de referência do albedo para áreas de Caatinga em condições naturais situa-se entre 0,13 e 0,14, valores obtidos a partir de

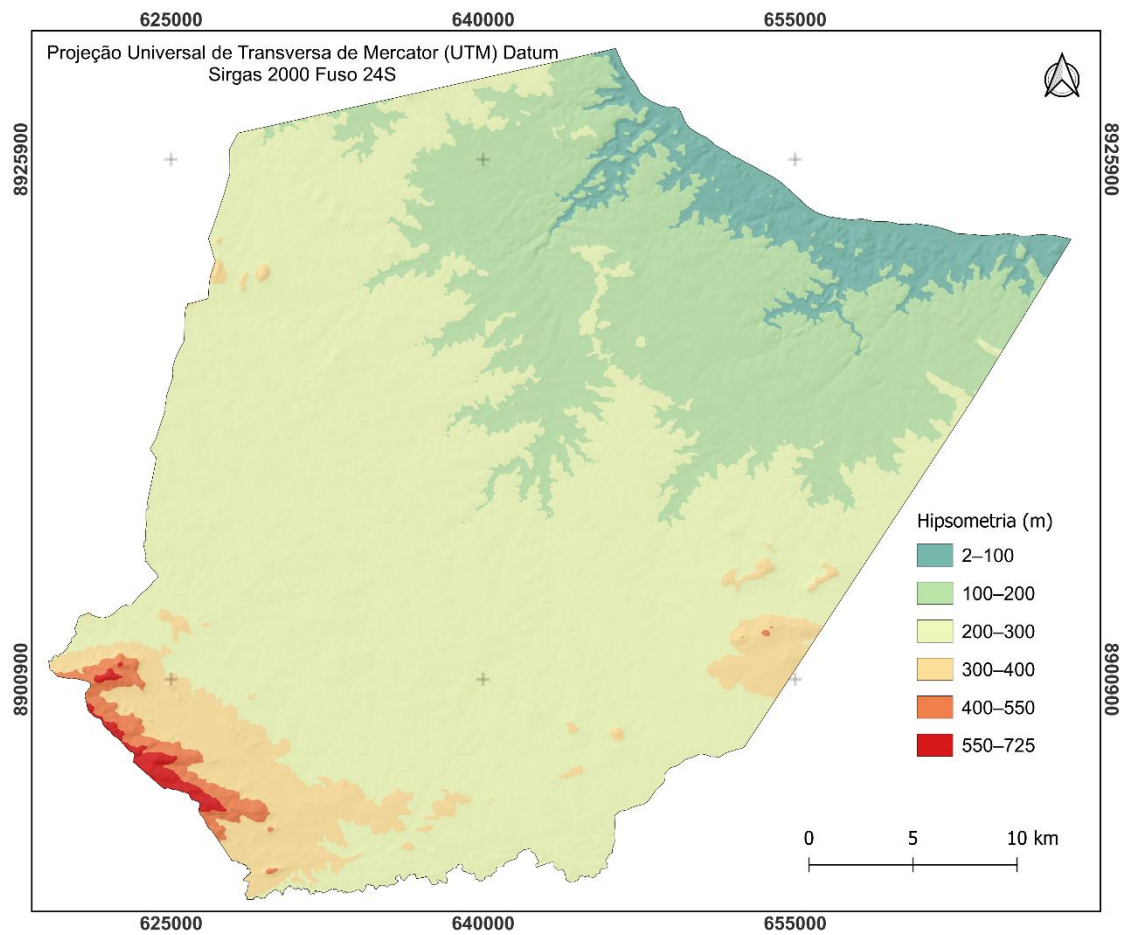
medições micrometeorológicas de superfície no semiárido brasileiro (Teixeira et al., 2008; Querino et al., 2022).

O fato de o município apresentar, por meio de estimativas orbitais, médias superiores a esse referencial, aliado ao valor máximo de albedo de 0,548, evidencia a redução da capacidade do sistema superficial em absorver energia radiativa para a manutenção dos processos biológicos e ecossistêmicos. Nessas condições, o aumento da reflectância da superfície associada ao solo exposto favorece a maior conversão da energia disponível em fluxo de calor sensível, contribuindo para a intensificação dos processos físicos associados à desertificação.

3.4 Hipsometria, Declividade e Índice Topográfico de Umidade

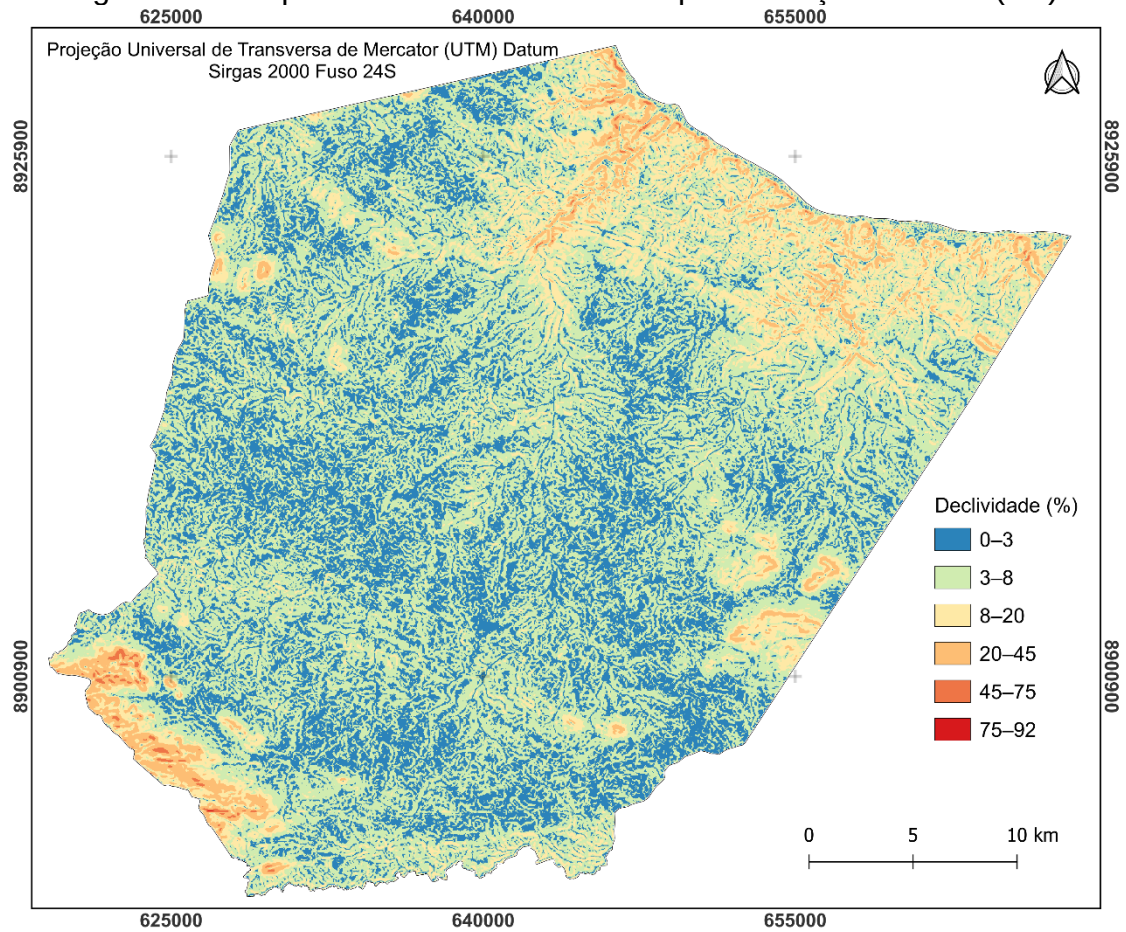
O relevo do município de Poço Redondo apresenta cotas altimétricas que variam de 2 a 725 metros (Figura 13). As altitudes mais baixas, na faixa de 2 a 100 metros, concentram-se na porção norte do território, nas proximidades da calha do rio São Francisco, correspondendo a 69,23 km² (5,67%) do município. Por sua vez, os setores mais elevados, entre 550 e 725 metros, ocupam 5,46 km² (0,45% da área municipal) e estão situados no extremo sul e sudoeste do território. Essa amplitude altimétrica define o sentido predominante do escoamento superficial em direção à calha do rio São Francisco, ao norte. No entanto, a quantificação territorial apresentada na Tabela 7 demonstra que a maior extensão do município está situada na faixa altimétrica de 200 a 300 metros, que corresponde a 60,96% (743,55 km²) da área municipal.

Figura 13 – Mapa hipsométrico do município de Poço Redondo (SE).



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Figura 14 – Mapa de declividade do município de Poço Redondo (SE).



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Tabela 7 - Quantificação das classes de Hipsometria para o município de Poço Redondo.

Classes Altimétricas (m)	Área (km²)	Área (%)
2-100	69,23	5,67
100-200	308,90	25,32
200-300	743,55	60,96
300-400	78,87	6,47
400-550	13,74	1,13
550-725	5,46	0,45
Total	1.219,75	100,00

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Com relação à declividade (Figura 14), o município apresenta predomínio de relevo com baixa inclinação, no qual as classes de 0 a 3% (plano) e 3 a 8% (suave-ondulado) englobam 83,34% (1.011,57 km²) da área total (Tabela 8). Por sua vez, a classe de 8 a 20% (relevo ondulado) abrange 13,00% (157,74 km²) do território, sendo caracterizada como uma zona de transição entre os extremos dessa classificação. É nesse setor que o aumento da inclinação intensifica o escoamento superficial e, conseqüentemente, acelera os processos erosivos, especialmente em áreas desprovidas de cobertura vegetal.

As áreas com declividades superiores a 20% correspondem à menor parcela do território, ocupando 3,66% (44,42 km²). Essa classe representa os relevos dissecados, que configuram as áreas de maior desnível topográfico em relação à superfície pediplanada do município. Devido à elevada inclinação, que dificulta o acesso e limita a mecanização agrícola, esses relevos dissecados tendem a funcionar como refúgios naturais da vegetação nativa, apresentando, em geral, menor pressão antrópica.

A predominância de declividades entre 0 e 8%, associada a cotas altimétricas de 200 a 300 metros, corresponde às superfícies pediplanadas. Vale ressaltar que a combinação de chuvas torrenciais com o relevo plano favorece a ocorrência de escoamento superficial difuso, responsável pela erosão laminar do solo e, por conseguinte, pelo carreamento da camada superficial rica em matéria orgânica.

Além disso, essa baixa inclinação facilita a ação antrópica, intensificando o uso e a ocupação do solo, o que contribui para a compactação dos horizontes superficiais e para a redução da capacidade de infiltração da água no solo, favorecendo a intensificação dos processos de degradação ambiental e da desertificação no município.

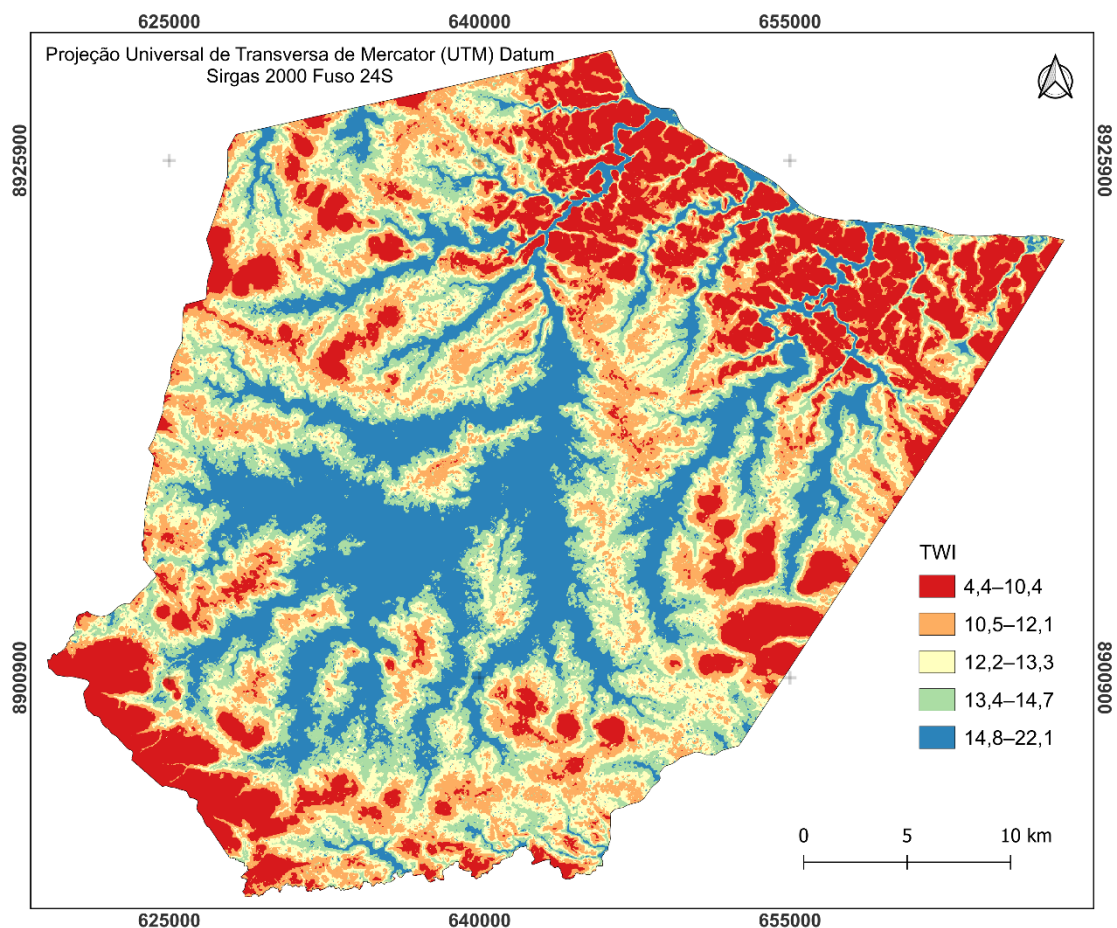
Tabela 8 – Quantificação das classes de Declividade para o município de Poço Redondo (SE).

Classes de Declividade (%)	Área (km²)	Área (%)
0-3	359,01	29,58
3-8	652,56	53,76
8-20	157,74	13,00
20-45	42,06	3,47
45-75	2,34	0,19
75-92	0,02	0,00
Total	1.213,73	100,00

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

A associação entre a hipsometria e a declividade condiciona a direção, a velocidade e a concentração do escoamento superficial. Com base nessa interação, o Índice Topográfico de Umidade (TWI) constitui um importante indicador da distribuição espacial do potencial de acumulação de água no terreno, ao integrar a contribuição da área de drenagem com a inclinação das vertentes. A representação cartográfica desse índice, apresentada na Figura 15, evidencia a variabilidade espacial da capacidade de retenção hídrica e das zonas com maior propensão à concentração do fluxo superficial.

Figura 15 - Distribuição Espacial do Índice Topográfico de Umidade em Poço Redondo



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

A Tabela 9 apresenta a distribuição do Índice Topográfico de Umidade (Topographic Wetness Index – TWI) no município. As áreas com TWI inferior a 12,1 (potencial de umidade superficial baixo a moderadamente baixo) abrangem 39,47% (481,49 km²) do território. Essas faixas correspondem aos interflúvios, marcados pela dispersão hídrica, e às encostas de maior inclinação, nas quais predomina o escoamento superficial acelerado, reduzindo, conseqüentemente, a capacidade de infiltração da água no solo. Na faixa intermediária, a classe com potencial de umidade moderado, entre 12,1 e 13,3, abrange 20,27% (247,28 km²) da área municipal. Esses setores funcionam como zonas de transição, interligando as vertentes de maior escoamento superficial às planícies sujeitas à deposição de sedimentos.

Tabela 9 – Quantificação das classes do Índice Topográfico de Umidade (TWI) para o município de Poço Redondo (SE).

Classes de TWI	Potencial de Retenção	Área (km ²)	Área (%)
< 10,4	Baixo	237,63	19,48
10,4 - 12,1	Moderado-Baixo	243,86	19,99
12,1 - 13,3	Moderado	247,28	20,27
13,3 - 14,7	Alto	236,82	19,42
> 14,7	Muito Alto	254,16	20,84

Total	1.219,75	100,00
--------------	-----------------	---------------

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Por sua vez, as classes com TWI superior a 13,3 (potencial de umidade superficial alto a muito alto) correspondem a 40,26% (490,98 km²) da área municipal, concentrando-se predominantemente na região central do território. Esses valores estão associados aos fundos de vale da rede de drenagem e às superfícies planas do pediplano, ambientes que favorecem a concentração do fluxo hídrico e o acúmulo temporário de umidade.

Em relação à vulnerabilidade à desertificação, as encostas apresentam suscetibilidade natural à erosão, enquanto os interflúvios estão sujeitos a maior déficit hídrico em razão da menor convergência do fluxo superficial. No entanto, no contexto do semiárido, essas áreas de maior declividade tendem a concentrar a vegetação nativa em melhor estado de conservação, em decorrência da restrição de acesso e da dificuldade de mecanização e movimentação do solo por atividades antrópicas. Por outro lado, as áreas planas, apesar de apresentarem maior potencial de retenção hídrica, estão mais associadas à ocupação antrópica intensiva, o que resulta na supressão da cobertura vegetal e potencializa os processos de degradação ambiental e desertificação (Vasconcelos; Souza, 2018).

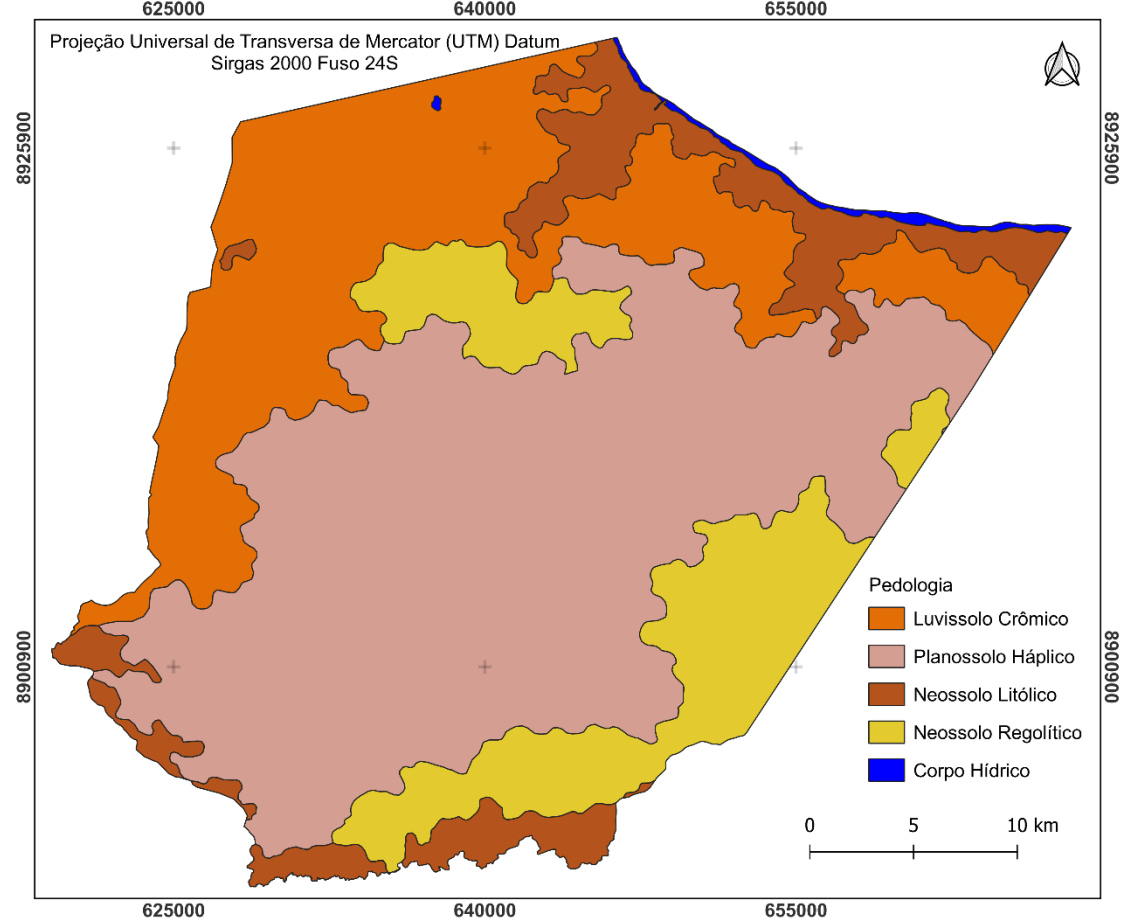
Dessa forma, a modelagem da suscetibilidade à desertificação requer o cruzamento dos dados topográficos derivados do Índice Topográfico de Umidade (TWI) com os indicadores de vegetação. A presença da cobertura vegetal no semiárido promove a redução do escoamento superficial e o aumento da infiltração da água no solo, evidenciando que a resposta hidrológica local e o nível de degradação ambiental não dependem exclusivamente das características do relevo, mas também da condição da cobertura vegetal, cuja dinâmica é fortemente influenciada pelas variações climáticas e pelas ações antrópicas (Araújo; Souza; Machado, 2021).

3.5 Mapa pedológico

Conforme Araújo, Souza e Machado (2021), a análise hidrológica do relevo, por meio do Índice Topográfico de Umidade (TWI), adquire maior representatividade quando integrada a fatores ambientais de resposta lenta, como as características pedológicas. Com base nesse pressuposto, o mapeamento pedológico do município de Poço Redondo identificou quatro

classes de solos (Figura 16 e Tabela 10), cujas propriedades, especialmente profundidade e permeabilidade, condicionam a suscetibilidade do ambiente aos processos erosivos e à desertificação.

Figura 16 - Distribuição das classes de solo no município de Poço Redondo (SE).



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Tabela 10 - Quantificação das classes de Solo em Poço Redondo (SE).

Classes de Solo	Área (km²)	Área (%)
Planossolo Háplico	595,56	49,04
Luvisolo Crômico	310,68	25,58
Neossolo Regolítico	180,73	14,88
Neossolo Litólico	120,86	9,95
Corpo Hídrico	6,64	0,55
Total	1.214,47	100,00

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

A análise quantitativa demonstra que 49,04% da área do município é ocupada por Planossolos Háplicos. Essa classe caracteriza-se pela presença do horizonte B plânico, subsuperficial, adensado e argiloso, com baixa permeabilidade (Embrapa, 2025). Em função dessas características, esses solos são classificados no Grupo D quanto ao comportamento hidrológico,

apresentando elevado potencial de geração de escoamento superficial e baixa capacidade de infiltração (Sartori; Lombardi Neto; Genovez, 2005). Consequentemente, apresentam elevada suscetibilidade à degradação ambiental, pois a reduzida infiltração, associada a eventos de chuva intensa, favorece o escoamento superficial e o transporte de sedimentos da camada superficial do solo.

A segunda classe de maior expressão territorial é o Luvissole Crômico, que ocupa 25,58% da área do município. Assim como os Planossolos, esses solos pertencem ao grupo hidrológico D, caracterizando-se por elevada suscetibilidade à erosão hídrica. Essa fragilidade está associada à baixa capacidade de infiltração, resultante de duas características morfológicas descritas pela Embrapa (2025): a presença de argilas de alta atividade (Ta), que se expandem e reduzem a macroporosidade quando umedecidas, e a mudança textural abrupta entre o horizonte superficial e o subsuperficial argiloso. Em Poço Redondo, a supressão da Caatinga agrava esse cenário, pois a exposição direta do solo às chuvas, aliada ao sobrepastoreio contínuo, acelera os processos de erosão laminar.

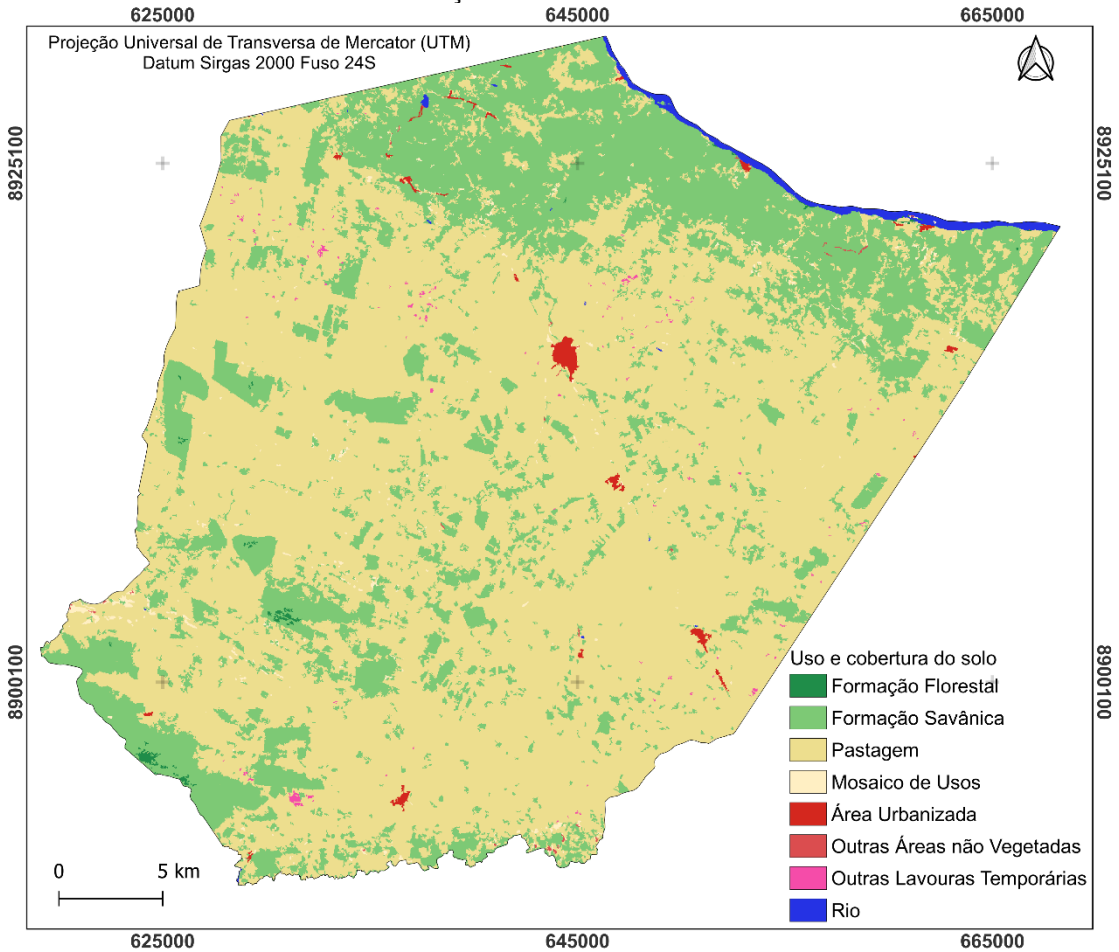
Por fim, os Neossolos ocupam 24,83% da área municipal, sendo representados pelas classes Neossolo Regolítico (14,88%) e Neossolo Litólico (9,95%). O Neossolo Regolítico apresenta maior profundidade efetiva, pois não possui contato lítico nos primeiros 50 cm da superfície (Embrapa, 2025), o que lhe confere menor suscetibilidade à erosão em comparação às demais classes. Em contraste, o Neossolo Litólico apresenta a maior fragilidade física da área de estudo, caracterizando-se pela ocorrência de contato lítico nos primeiros 50 cm do perfil. Em razão dessa limitação, Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005) o classificam no grupo hidrológico D, caracterizado por baixa capacidade de infiltração e elevado potencial de escoamento superficial.

No município, o Neossolo Litólico predomina nos setores de maior declividade, onde a dificuldade de acesso favorece a conservação da vegetação nativa remanescente. Entretanto, a supressão dessa cobertura expõe o solo raso à ação direta das chuvas. Nessas condições, a reduzida profundidade do perfil, associada ao elevado escoamento superficial, intensifica a erosão hídrica e a perda de solo.

Quanto ao uso e à ocupação do solo, considerados um dos principais fatores antrópicos associados à desertificação no semiárido, o município de

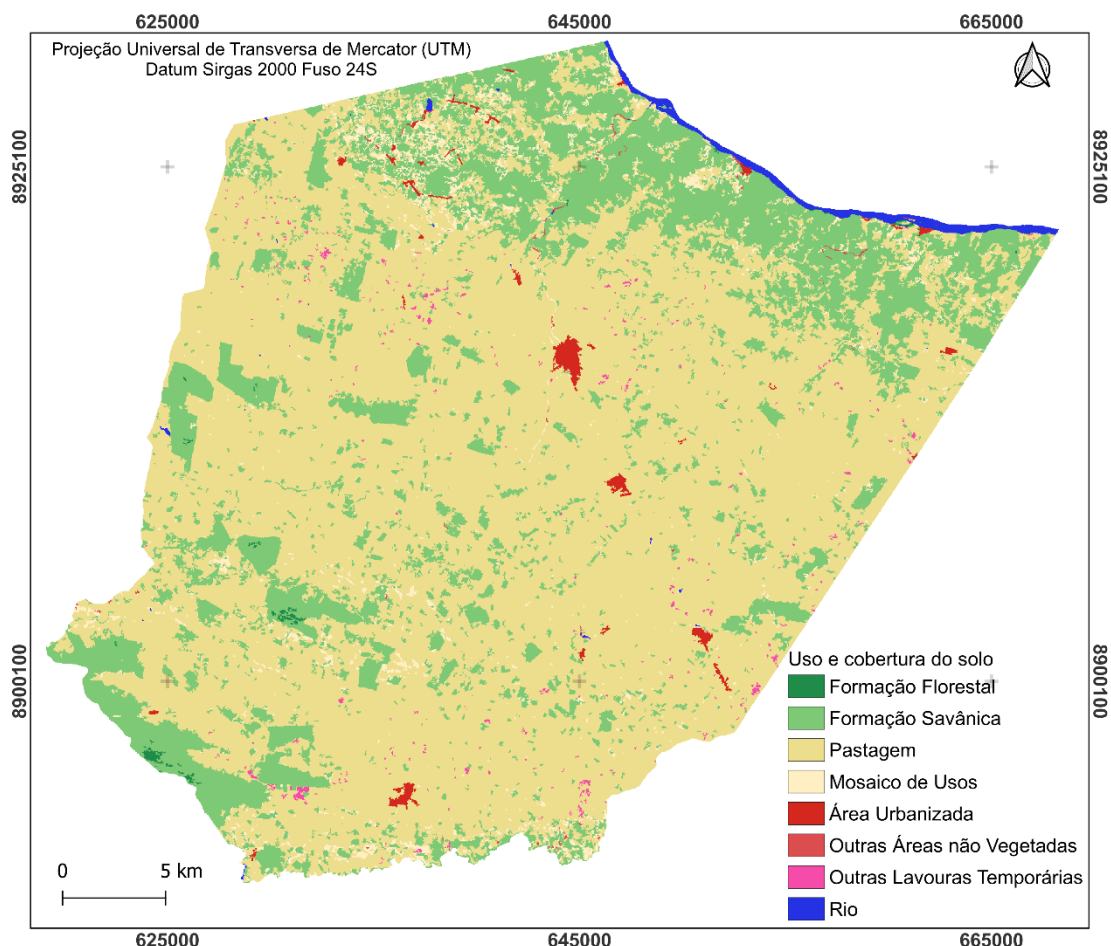
Poço Redondo apresenta um cenário contínuo de redução da vegetação nativa em decorrência da expansão das atividades agropecuárias. Para mensurar esse processo de degradação, foi realizada a quantificação da distribuição espacial de oito classes de uso e ocupação do solo para os anos de 2015 e 2024, conforme apresentado nas Figuras 17 e 18 e detalhado na Tabela 11.

Figura 17 – Distribuição espacial do Uso e Cobertura da Terra no município de Poço Redondo 2015.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Figura 18 – Distribuição espacial do Uso e Cobertura da Terra no município de Poço Redondo 2024.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Tabela 11 – Evolução das classes de Uso e Cobertura da Terra (2015-2024).

Classe MapBiomias	Área 2015 (km²)	Área 2015 (%)	Área 2024 (km²)	Área 2024 (%)	Variação (km²)
Formação Florestal	1,45	0,12%	1,44	0,12%	- 0,01
Formação Savânica	331,30	27,16%	280,46	22,99%	- 50,84
Pastagem	866,57	71,05%	883,46	72,43%	+ 16,89
Mosaico de Usos	6,49	0,53%	34,33	2,81%	+ 27,84
Área Urbanizada	4,17	0,34%	6,66	0,55%	+ 2,49
Outras Áreas não Vegetadas	0,55	0,05%	1,03	0,08%	+ 0,48
Outras Lavouras Temporárias	1,63	0,13%	4,38	0,36%	+ 2,75
Rio	7,57	0,62%	7,96	0,65%	+ 0,39
TOTAL	1.219,73	100,00%	1.219,72	100,00%	--

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Em 2015, a pastagem já se consolidava como a classe predominante na paisagem, ocupando 71,05% da área total do município. Na comparação com o cenário de 2024, verificou-se uma perda de 50,84 km² da formação savânica. Esse decréscimo, observado entre os dois anos analisados, coincidiu com a

expansão das áreas de pastagem, das lavouras temporárias e do mosaico de usos, que passou de 6,49 km², em 2015, para 34,33 km², em 2024.

Nessas áreas antropizadas, a supressão da vegetação reduz a interceptação da precipitação pela cobertura vegetal, expondo, conseqüentemente, o solo à ação direta das chuvas. Essa dinâmica é corroborada por Silva, Henrique e Cazé (2018), que demonstram que a presença de uma cobertura vegetal mais densa no semiárido proporciona maior interceptação da precipitação, evitando, assim, que a água atinja diretamente o terreno. Além disso, a cobertura vegetal reduz a erosão hídrica ao proteger a superfície do solo contra o impacto das gotas de chuva e favorece a infiltração da água, contribuindo para a conservação do solo e a manutenção da disponibilidade hídrica.

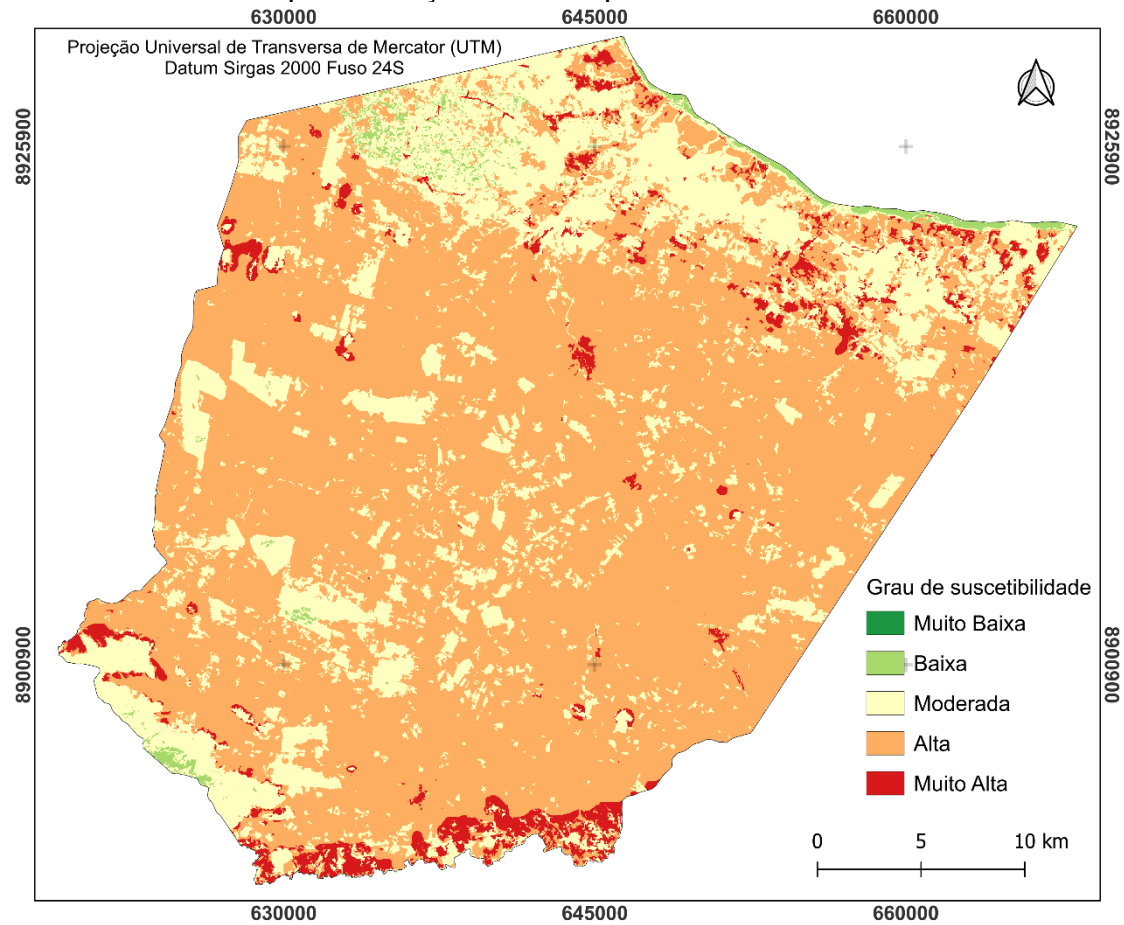
Simultaneamente, o sobrepastoreio e o pisoteio contínuo dos animais agravam a compactação do solo. Como demonstrado por Alves et al. (2025) para a região semiárida brasileira, a elevada pressão exercida pelos rebanhos reduz a macroporosidade do solo, comprometendo a infiltração de água e o desenvolvimento da vegetação. Nesse contexto, a substituição da vegetação nativa por áreas destinadas à pecuária intensifica os processos de degradação do solo. Conforme as conclusões de Silva, Henrique e Cazé (2018), essa alteração no uso do solo acelera o escoamento superficial (runoff) e os processos erosivos, favorecendo o transporte de sedimentos e o assoreamento dos cursos d'água.

Dessa forma, a combinação desses impactos consolida o uso e a cobertura do solo como o principal fator antrópico associado à degradação ambiental no semiárido. Isso ocorre porque a supressão da Caatinga e a expansão das atividades agropecuárias desencadeiam um desequilíbrio ambiental e comprometem a resiliência do ecossistema no município de Poço Redondo. Em razão dessa elevada influência, na estruturação da matriz de decisão (AHP), atribuiu-se a essa variável o maior peso (42,31%), caracterizando-a como o critério de maior influência na suscetibilidade à desertificação do município.

A espacialização da suscetibilidade à desertificação no município de Poço Redondo, resultante da integração das variáveis biofísicas, antrópicas e morfométricas por meio da matriz de decisão AHP, está representada nas

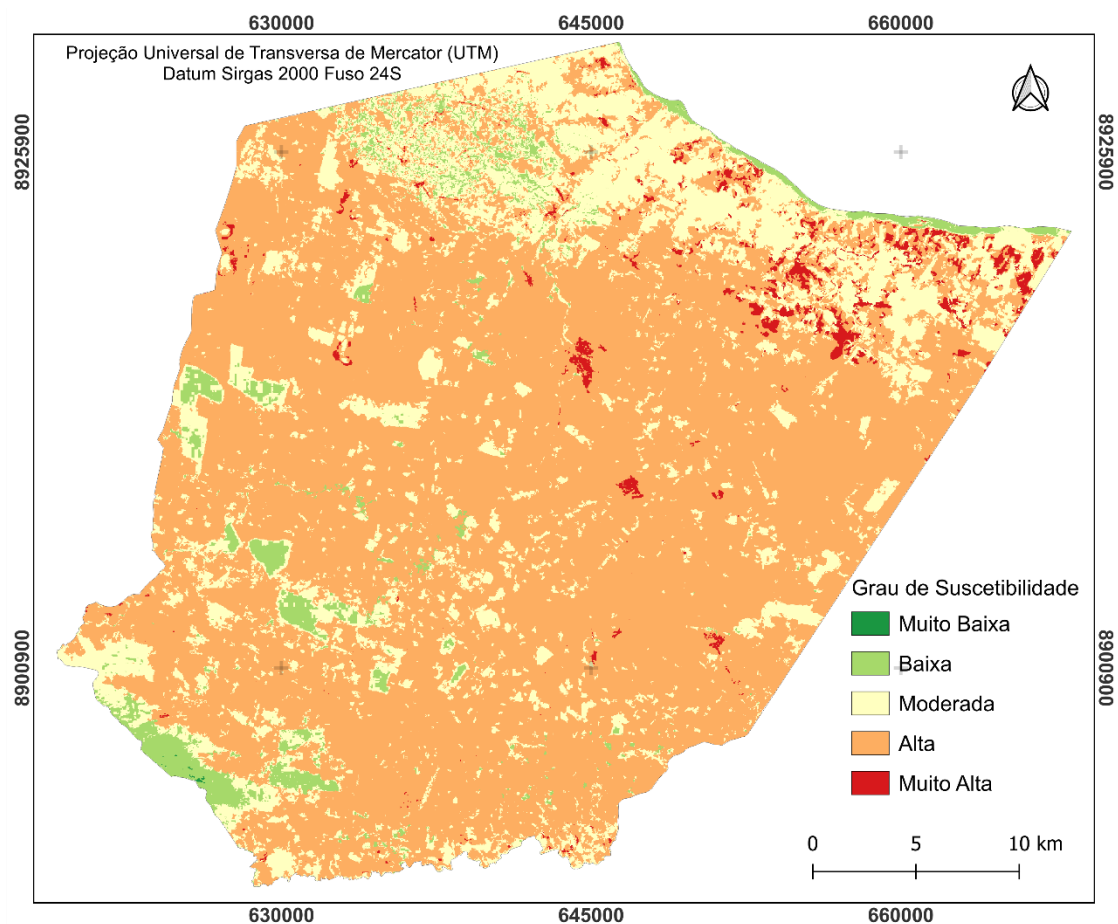
Figuras 19 e 20, correspondentes aos cenários de 2015 e 2025, respectivamente.

Figura 19 - Distribuição espacial da suscetibilidade à desertificação no município de Poço Redondo para o cenário de 2015.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Figura 20 - Distribuição espacial da suscetibilidade à desertificação no município de Poço Redondo para o cenário de 2025.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

A partir da integração matricial desses dados, a área de estudo foi classificada em cinco níveis de suscetibilidade à desertificação, cuja distribuição territorial reflete diretamente a variabilidade climática e o uso do solo nos dois períodos analisados, conforme apresentado na Tabela 12.

Tabela 12 - Evolução temporal das classes de Suscetibilidade à Desertificação no município de Poço Redondo para os cenários de 2015 e 2025.

Classe de Suscetibilidade	2015 (km²)	2015 (%)	2025 (km²)	2025 (%)
Muito Baixa	0,00*	0,00	0,11	0,01
Baixa	12,56	1,03	42,62	3,50
Moderada	294,48	24,18	262,81	21,58
Alta	862,21	70,79	893,16	73,33
Muito Alta	48,78	4,00	19,34	1,59
TOTAL	1.218,04	100,00	1.218,04	100,00

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

*Nota: A área da classe "Muito Baixa" em 2015 corresponde a exatos 0,0018 km² (1.800 m²), valor estatisticamente irrelevante na escala municipal.

De acordo com os dados levantados, observa-se a predominância de áreas com elevada propensão à degradação. Nesse sentido, verifica-se que a

classe de alta suscetibilidade apresenta a maior extensão territorial no município, abrangendo 70,79% da área em 2015 e 73,33% em 2025. O somatório das classes de alta e muito alta suscetibilidade corresponde a 74,79% da área mapeada em 2015 e 74,92% em 2025. Em oposição a esses valores, a classe de muito baixa suscetibilidade registrou apenas 0,0018 km² em 2015 e 0,11 km² em 2025. Essa distribuição espacial correlaciona-se com o impacto direto da supressão da formação savânica e da expansão agropecuária, visto que essas dinâmicas ocorrem majoritariamente sobre solos com restrições de permeabilidade e alto potencial de escoamento superficial, caracterizados como Grupo Hidrológico D, como os planossolos háplicos e os luvisolos crômicos.

Na análise comparativa, observa-se que a variação quantitativa da classe de muito alta suscetibilidade está associada aos diferentes aportes pluviométricos que antecederam as cenas orbitais. Nesse contexto, verifica-se que o cenário de novembro de 2015, marcado pelo déficit hídrico relacionado ao fenômeno El Niño, registrou 48,78 km² nessa classe extrema. Por sua vez, a redução para 19,34 km² no cenário de 2025 decorreu do aumento das precipitações nos meses anteriores à passagem do satélite. Conforme demonstrado nos resultados do SAVI e do albedo de superfície, essa umidade temporária propiciou o desenvolvimento do estrato herbáceo, reduzindo a reflectância da superfície e modificando a resposta espectral utilizada no modelo matemático.

Contudo, a integração multicritério demonstra que essa variação não representa uma recuperação do ecossistema. Isso ocorre porque a supressão da vegetação nativa, critério de maior peso no modelo (42,31%), está concentrada sobre solos do Grupo Hidrológico D, cuja capacidade de infiltração é restrita, favorecendo a perda de água por escoamento superficial (runoff). Essa dinâmica é confirmada pelas elevadas temperaturas da superfície terrestre (LST) registradas na cena de 2025, evidenciando que o solo exposto continua convertendo a radiação solar predominantemente em fluxo de calor sensível, mesmo em um cenário de maior precipitação antecedente.

Dessa forma, constata-se que a redução territorial da classe de muito alta suscetibilidade corresponde a áreas reclassificadas como de alta suscetibilidade, classe que ampliou sua extensão territorial em 2025. Diante desse resultado, a transição entre essas classes comprova a continuidade do processo de degradação. Desse modo, conclui-se que a elevada suscetibilidade ambiental da

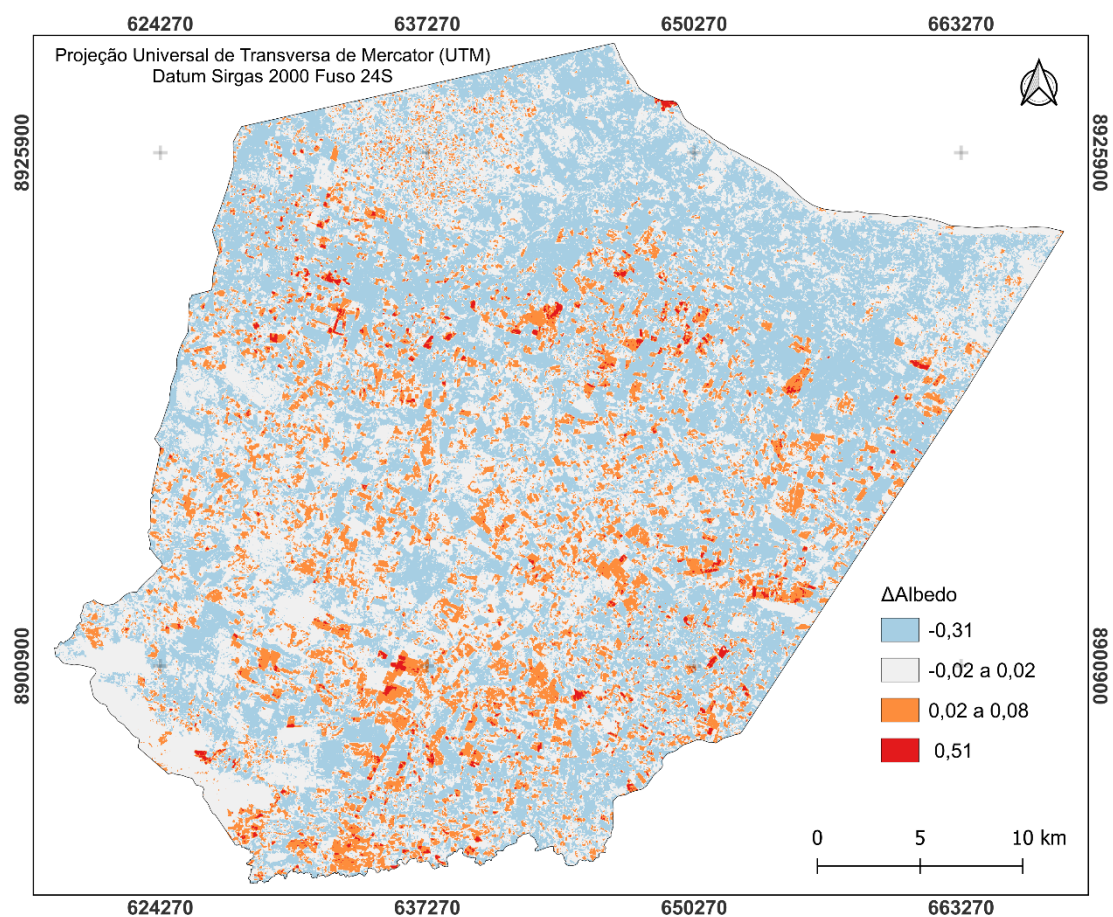
área de estudo permanece, evidenciando que a persistência do déficit hídrico favorece a expansão dos níveis extremos de suscetibilidade à desertificação em Poço Redondo.

A variação do albedo (Δ Albedo) e da temperatura da superfície terrestre (Δ LST) entre 14/11/2015 e 25/11/2025 permitiu analisar a consistência dos resultados do modelo AHP. Os mapas resultantes dessa subtração espacial estão representados nas Figuras 21 e 22. Essa validação fundamentou-se na diferença entre os acumulados de precipitação dos quatro meses anteriores a cada cenário, que totalizaram 60,28 mm em 2015 e 110,59 mm em 2025.

A extração dos dados matriciais demonstrou decréscimo de reflectância e redução térmica como o comportamento predominante no município. Em termos quantitativos, constatou-se uma variação média de -0,01 para o albedo e uma queda de -6,8 °C para a LST. Esse resultado comprova que, com a maior umidade antecedente de 2025, ocorreu a diminuição das áreas das classes de Alta e Muito Alta suscetibilidade no modelo AHP.

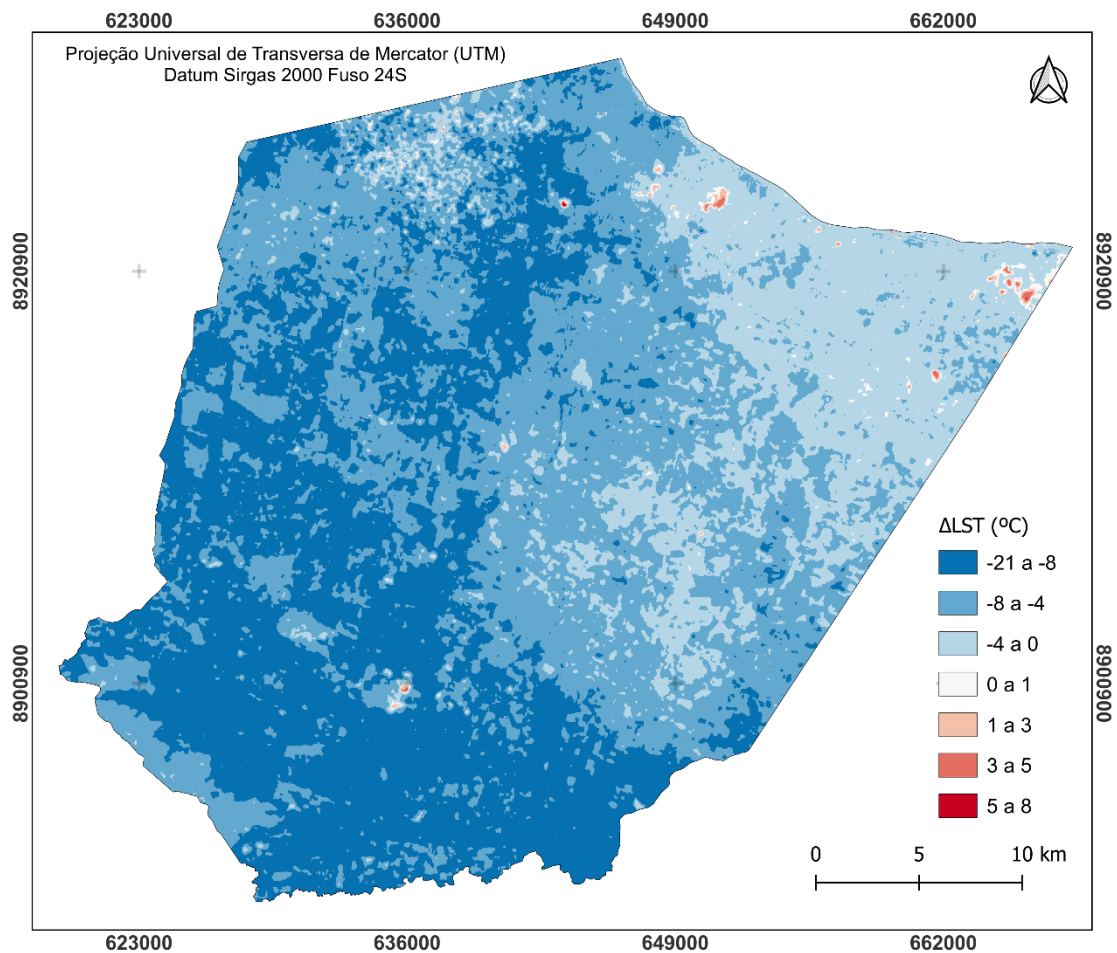
Apesar da tendência geral de resfriamento, a análise espacial identificou áreas que divergiram desse comportamento, nas quais houve aumento do albedo, com valores de até 0,51. Em sua totalidade, a área que apresentou esse aumento abrange 338,57 km², correspondendo a 27,92% da área do município. Esse resultado evidencia que, mesmo com o maior aporte pluviométrico, essa parcela do território permaneceu desprovida de cobertura vegetal, expondo substratos com elevada capacidade de reflexão da radiação solar de ondas curtas.

Figura 21 - Variação temporal do Albedo da Superfície (Δ) entre os cenários de 2015 e 2025 no município de Poço Redondo - SE.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Figura 22 - Variação temporal da Temperatura da Superfície Terrestre (Δ LST) entre os cenários de 2015 e 2025 no município de Poço Redondo - SE.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

A partir desse cenário, o cruzamento entre a matriz de reflectância e a variação térmica (ΔLST) permitiu identificar setores críticos de degradação, que totalizam 7,90 km². Nessas áreas específicas, ocorreu a elevação da temperatura da superfície terrestre simultaneamente ao aumento do albedo, atingindo incrementos de até +7,4 °C em relação ao cenário de 2015, valor que corresponde ao limite superior da classe de maior severidade mapeada.

Do ponto de vista hidrológico, o fato de a superfície não apresentar redução da temperatura após os eventos de precipitação indica restrições à infiltração da água no solo, validando o cenário de degradação identificado. Nesses setores, a água pluvial converte-se predominantemente em escoamento superficial (runoff), o que reduz a evapotranspiração e favorece a conversão da radiação solar de ondas curtas absorvida diretamente em fluxo de calor sensível.

Dessa forma, ao relacionar as áreas com aumento simultâneo da temperatura da superfície terrestre e do albedo ao modelo AHP de 2025, constatou-se que os 7,90 km² identificados como áreas degradadas estão inseridos nas classes de alta e muito alta suscetibilidade. Esse resultado comprova que a modelagem multicritério foi eficiente para localizar as áreas em

processo de desertificação, identificando as zonas que perderam sua resiliência ecológica e que se mantêm degradadas, mesmo com o aumento da precipitação antecedente.

Em relação às limitações da pesquisa, vale destacar que a aquisição de dados radiométricos por meio do sensoriamento remoto utilizando o satélite Landsat registra as variáveis físicas da superfície de forma instantânea. Assim, o albedo e a temperatura da superfície terrestre extraídos representam as condições observadas no momento da passagem do sensor, estando sujeitos às incertezas inerentes às estimativas orbitais. Para um monitoramento contínuo dessas variáveis, o procedimento ideal exigiria a medição direta em campo por meio de torres de fluxo baseadas no sistema *eddy covariance*. No entanto, o registro de um albedo máximo de 0,548, valor muito superior ao referencial de 0,13 consolidado para a Caatinga, comprova um nível de degradação ambiental que ultrapassa a margem de erro das estimativas por satélite, corroborando a validade física do diagnóstico de desertificação.

Diante dos resultados obtidos, recomenda-se a adoção de medidas conservacionistas, como a implantação de pequenas barragens de pedra (base zero) em riachos intermitentes, conforme proposto pela Fundação Banco do Brasil (2015). Essa técnica reduz a energia cinética do escoamento superficial (runoff), favorece a infiltração da água, promove a recarga do lençol freático local e aumenta a retenção de umidade no perfil do solo, contribuindo para a mitigação dos processos erosivos e para a recuperação de áreas suscetíveis à desertificação.

Como medida complementar, recomenda-se a adoção de práticas de manejo e recomposição da vegetação nativa, conforme destacado por Mendes et al. (2025). As ações devem priorizar o plantio de espécies endêmicas adaptadas ao semiárido, favorecendo a descompactação do solo e o aumento da infiltração da água. Além de proporcionar proteção física contra a erosão, a conservação e a recomposição da vegetação nativa fortalecem o papel da Caatinga como um sumidouro de carbono altamente eficiente, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas (Mendes et al., 2025).

Por fim, recomenda-se a utilização do mapa de suscetibilidade como ferramenta de apoio à gestão territorial e à implementação do Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE), conforme previsto no Decreto nº 4.297 (Brasil, 2002). Em consonância com os princípios desse instrumento de planejamento

ambiental, as áreas classificadas com alta e muito alta suscetibilidade devem ser priorizadas para ações de conservação, incluindo o isolamento por meio de cercamento, a fim de restringir o pisoteio animal e favorecer a regeneração natural da vegetação.

4. CONCLUSÃO

No que diz respeito à disponibilidade hídrica, a análise das séries históricas demonstrou uma redução pluviométrica de longo prazo no município, uma vez que a precipitação acumulada diminuiu de 5.871,27 mm na primeira década (2006–2015) para 5.501,72 mm na década seguinte (2016–2025). Esse agravamento do déficit hídrico compromete a capacidade de recuperação do bioma Caatinga.

Em contrapartida, ao avaliar o quadrimestre antecedente à aquisição das imagens orbitais, constatou-se maior aporte hídrico em 2025, totalizando 110,59 mm, em oposição à seca extrema de 2015, que registrou apenas 60,28 mm, sob influência do fenômeno El Niño. Contudo, a extração dos dados do SAVI comprovou que essa maior disponibilidade hídrica não foi capaz de reverter a degradação do ecossistema. A média do índice apresentou uma variação discreta, passando de 0,200, em 2015, para 0,243, em 2025, o que evidencia que a resposta fenológica se limitou ao surgimento de espécies herbáceas e rasteiras. Consequentemente, constata-se a consolidação da perda de resiliência do bioma, que demonstra incapacidade de promover o crescimento do estrato arbóreo-arbustivo, mesmo diante de eventos de precipitação.

A supressão da cobertura vegetal altera significativamente o balanço de energia da superfície. Sem a presença de um estrato arbóreo-arbustivo preservado capaz de dissipar energia por meio do fluxo de calor latente associado à evapotranspiração, a energia disponível passa a aquecer o solo de forma direta. Essa dinâmica eleva a Temperatura da Superfície Terrestre (LST) e intensifica o fluxo de calor sensível.

Esse processo foi comprovado no cenário de 2025, no qual não ocorreu redução da temperatura, mesmo após os eventos de precipitação, mantendo 72,2% do território em faixas críticas com temperaturas superiores a 45 °C. Simultaneamente, o solo exposto eleva a reflectância da radiação solar de ondas curtas, resultando em desequilíbrio no balanço de radiação. O fato de o albedo ter atingido o valor máximo de 0,548, substancialmente superior ao referencial

observado para a Caatinga (0,13 a 0,14), comprova a severa exposição do solo, condição que interrompe a regulação microclimática local e evidencia o avanço da desertificação.

A topografia do município apresenta predomínio de declividades entre 0 e 8%, associadas a cotas altimétricas de 200 a 300 m, configurando superfícies pediplanadas. Consequentemente, a ocorrência de precipitações sobre esse relevo de baixa inclinação favorece a formação de escoamento superficial difuso, que intensifica a erosão laminar em áreas desprovidas de vegetação. Esse processo erosivo é agravado pelas propriedades físicas dos solos predominantes em Poço Redondo.

Nesse contexto, constata-se que a área é composta predominantemente por Planossolos Háplicos (49,04%) e Luvisolos Crômicos (25,58%). Por apresentarem horizontes subsuperficiais adensados, essas classes são enquadradas no Grupo Hidrológico D, caracterizado pela reduzida capacidade de infiltração. Em decorrência dessa baixa permeabilidade, a água da chuva é convertida rapidamente em escoamento superficial (runoff), intensificando os processos erosivos e contribuindo para a degradação da camada superficial do solo no município.

Em relação ao uso e cobertura do solo, a análise temporal quantificou a pastagem como a classe dominante no município, com expansão de sua área de abrangência de 71,05%, em 2015, para 72,43%, em 2024. Esse avanço resultou na supressão de 50,84 km² de formação savânica. A substituição da Caatinga por pastagens submetidas ao pisoteio animal contínuo promove a compactação da camada superficial do solo. Essa intervenção física agrava as limitações de permeabilidade dos solos da região, intensificando a perda edáfica e comprometendo a recuperação da vegetação nativa.

A integração das variáveis na matriz multicritério AHP demonstrou que as classes de alta e muito alta suscetibilidade abrangeram 74,92% da área do município em 2015 e 75,18% em 2025. A precisão deste modelo foi comprovada pela validação espacial, executada por meio do cruzamento temporal das matrizes residuais Δ LST e Δ Albedo), o qual isolou 7,90 km² de terras sob degradação contínua inseridas diretamente nessas categorias de maior risco. Nesses setores específicos, o acréscimo de até 7,4 °C na temperatura da superfície e o registro de um albedo máximo de 0,548 no cenário de 2025 atestam a ausência de regulação microclimática local.

Com base nesses resultados, conclui-se que o município de Poço Redondo apresenta elevada suscetibilidade à desertificação. A modelagem comprova que a restrição de permeabilidade dos solos, associada à compactação pelo sobrepastoreio, inibe os efeitos da precipitação na recuperação da biomassa. Consequentemente, torna-se indispensável a aplicação de medidas de manejo conservacionista focadas na preservação do solo e da água no Sertão Sergipano.

Diante do diagnóstico estabelecido pela matriz AHP, a contenção do processo de desertificação em Poço Redondo exige intervenções que vão além da dependência pluviométrica sazonal. Como os resultados comprovam que a precipitação isolada não garante a recuperação do bioma, torna-se obrigatório o foco no restabelecimento da capacidade de infiltração e da resiliência edáfica. Assim, recomenda-se a implantação de pequenas barragens de pedra (base zero) em riachos intermitentes como solução para mitigar o escoamento superficial acelerado (runoff), condicionado pela declividade e pela impermeabilidade do terreno. Ao atuar na dissipação da energia cinética da enxurrada, essa técnica favorece os processos de recarga hidrológica subterrânea e garante a consequente conservação da umidade no perfil do solo.

Além disso, o manejo da vegetação é indispensável para a recuperação das áreas degradadas. As ações devem focar no plantio de espécies endêmicas adaptadas ao semiárido, visando a descompactar o terreno e a melhorar a infiltração da água no solo. Para além da proteção física contra a erosão, a conservação e a recomposição das árvores nativas consolidam a Caatinga como um sumidouro de carbono altamente eficiente, exercendo um papel crucial na mitigação das mudanças climáticas.

Por fim, o mapa de suscetibilidade final deve ser utilizado como ferramenta primária de gestão territorial e Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE). Em consonância com os objetivos do ZEE, instrumento da Política Nacional do Meio Ambiente, essa ferramenta torna-se indispensável para o planejamento das áreas classificadas como de alta e muito alta suscetibilidade.

Esta ação caracteriza-se como a medida fundamental e prioritária para viabilizar a recuperação do terreno. Já nos setores de suscetibilidade moderada, a manutenção das atividades agropecuárias deve ser estritamente condicionada à adoção de técnicas conservacionistas de solo e água, evitando que novas parcelas do município alcancem o limite crítico de degradação.

REFERÊNCIAS

ACCIOLY, L. J. de O.; SILVA, A. B. da; ANGELOTTI, F.; SÁ, I. B.; SILVA, E. A. da; PEREIRA, A. G. de S. Mudanças climáticas e desertificação. In: XIMENES, L. F.; SILVA, M. S. L. da; BRITO, L. T. de L. (Ed.). **Tecnologias de convivência com o Semiárido brasileiro**. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 2019. p. 161-186. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1111516/mudancas-climaticas-e-desertificacao>. Acesso em: 01 jun. 2026.

ALVES, F. G. da S.; SILVA, S. F.; ALVES, S. L. S.; FERREIRA, F. D. da S.; LOPES, A. F.; SILVA, A. M. da; EDVAN, R. L. Importance of feedlot in pasture management systems for the Brazilian semi-arid region. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 24, n. 2, p. 316-332, 2025. Disponível em: <https://www.revistas.udesc.br/index.php/agroveterinaria/article/view/24992/18799>. Acesso em: 6 jun. 2026.

ALVES, R. J. R.; SILVA, M. A. D. da; ALVES, R. M.; FERRAZ, G. X. L.; MOURA, D. P. de; SILVA, L. M. da. Physiological conditioning in diaspores of aroeira of the sertão in the face of adverse conditions: a brief review. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 4, p. e18910414015, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i4.14015>. Acesso em: 9 jun. 2026.

ARAÚJO, E. D. S.; SOUZA, J. O. P.; MACHADO, C. C. C. Variação da vegetação e sua relação com o Índice Topográfico de Umidade - ITU no enclave subúmido das Serras Sertanejas-Paraíba, Nordeste, Brasil. **Ra'e Ga - O Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba, v. 50, p. 153-169, abr. 2021. DOI: <https://doi.org/10.5380/raega.v50i0.74614>. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/raega/article/view/74614>. Acesso em: 5 jun. 2026.

BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology / Un modèle à base physique de zone d'appel variable de l'hydrologie du bassin versant. **Hydrological Sciences Bulletin**, v. 24, n. 1, p. 43-69, 1979. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02626667909491834>. Acesso em: 1 jun. 2026.

BRASIL. **Decreto nº 4.297, de 10 de julho de 2002**. Regulamenta o art. 9º, inciso II, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, estabelecendo critérios para o Zoneamento Ecológico-Econômico do Brasil - ZEE, e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 4, 11 jul. 2002. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4297.htm. Acesso em: 11 jul. 2026.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **Zoneamento Ecológico-Econômico**. Brasília, DF, [2026]. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/controle-ao-desmatamento-queimadas-e-ordenamento-ambiental-territorial/zoneamento-ecologico-econômico>. Acesso em: 11 jul. 2026.

CARLOWICZ, M.; UZ, S. S. **El Niño**. NASA Earth Observatory, 14 fev. 2017. Atualizado em 2 out. 2024. Disponível em: <https://science.nasa.gov/earth/explore/el-nino/>. Acesso em: 24 jun. 2026.

COOK, M.; SCHOTT, J. R.; MANDEL, J.; RAQUENO, N. Development of an operational calibration methodology for the Landsat thermal data archive and initial testing of the atmospheric compensation component of a Land Surface Temperature (LST) product from the archive. **Remote Sensing**, v. 6, n. 11, p. 11244-11266, 2014. <https://doi.org/10.3390/rs61111244>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/6/11/11244>. Acesso em: 3 jun. 2026.

CORREIA, K. G.; ARAÚJO FILHO, R. N. de; MENEZES, R. S. C.; SOUTO, J. S.; FERNANDES, P. D. Atividade microbiana e matéria orgânica leve em áreas de caatinga de diferentes estágios sucessionais no semiárido paraibano. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 28, n. 1, p. 196-202, jan./mar. 2015. Disponível em: <https://periodicos.ufersa.edu.br/caatinga/article/view/3622>. Acesso em: 20 jun. 2026.

CUNHA, M. do C. L.; FERREIRA, T. C.; SILVA, R. P. de S. Cenários de mudanças climáticas influenciando a germinação e vigor de sementes de *Mimosa tenuiflora* e *Cenostigma pyramidalis*. **Revista Principia**, n. 54, p. 62-72, 2021. Disponível em: <https://periodicos.ifpb.edu.br/index.php/principia/article/view/3772>. Acesso em: 19 jun. 2026.

FLORINSKY, I. V. Digital Terrain Analysis in Soil Science and Geology. 2. ed. London: **Academic Press**, 2016.

FRANCISCO, P. R. M.; CHAVES, I. B.; CHAVES, L. H. G.; LIMA, E. R. V.; SILVA, B. B. Análise espectral e avaliação de índices de vegetação para o mapeamento da caatinga. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, PB, v. 10, n. 3, p. 01-12, 2015. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/3046>. Acesso em: 15 jun. 2026.

FUNDAÇÃO BANCO DO BRASIL. **Conceito Base Zero-Cbz, Modo Geral De Organizar Produção Renovável Sustentável**. Plataforma Transforma - Tecnologias Sociais. Brasília, DF, 2015. Disponível em: <https://transforma.fbb.org.br/tecnologia-social/conceito-base-zero-cbz-modo-geral-de-organizar-producao-renovavel-sustentavel>. Acesso em: 11 jul. 2026.

GARRIDO, A. P. M. L.; NASCIMENTO, P. S. R. Modelagem da vulnerabilidade à desertificação no Alto Sertão do estado de Sergipe por análise multicriterial. **Revista Internacional de Ciências**, v. 15, n. 1, p. 57-76, 2025. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/ric/article/download/85552/54297/346498>. Acesso em: 8 jun. 2026.

GOMES, L. C. F.; SANTOS, C. A. C.; ALMEIDA, H. A. Balanço de energia à superfície para a cidade de Patos-PB usando técnicas de sensoriamento remoto (Surface Energy Balance for the Patos City-PB Using Remote Sensing Techniques). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, n. 1, p. 15-28,

2013. <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/232804>. Acesso em: 9 jun. 2026.

HUETE, A. R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, v. 25, p. 295-309, 1988. Disponível em: https://www.academia.edu/1484731/A_soil_adjusted_vegetation_index_SAVI. Acesso em: jun. 2026.

INSA – Instituto Nacional do Semiárido. **Desertificação no Semiárido: soluções e desafios para o futuro do Brasil**. Campina Grande: INSA, 8 abr. 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/insa/pt-br/assuntos/noticias/desertificacao-no-semiarido-solucoes-e-desafios-para-o-futuro-do-brasil/>. Acesso em: 5 jun. 2026.

JESUS, J. B.; SOUZA, B. B.; OLIVEIRA, A. M. S.; GAMA, D. C. Aridity index and climatic risk of desertification in the semi-arid state of Sergipe. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 24, p. 214-227, 2019. Disponível em: <https://ojs.ufgd.edu.br/rbclima/article/view/14126>. Acesso em: 15 mai. 2026.

LE MOS, J. de J. S. **Vulnerabilidades induzidas no semiárido**. Fortaleza: Imprensa Universitária da Universidade Federal do Ceará, 2020. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/54842>. Acesso em: 15 maio 2026.

LIANG, Shunlin. Narrowband to broadband conversions of land surface albedo: I. Algorithms. **Remote Sensing of Environment**, v. 76, n.2, p. 213-238, 2000. Disponível em: <https://misr.jpl.nasa.gov/media/documents/ShunlinLiang2000-RSE.pdf>. Acesso em: 1 jun. 2026.

LINDSEY, R. **2015 State of the Climate: El Niño came, saw, and conquered**. NOAA Climate.gov, 2 ago. 2016. Disponível em: <https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/2015-state-climate-el-ni%C3%B1o-came-saw-and-conquered>. Acesso em: 24 jun. 2026.

MENDES, K. R., et al. The caatinga dry tropical forest: a highly efficient carbon sink in South America. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 369, p. 110573, 2025. Disponível em: https://centaur.reading.ac.uk/122808/3/Clean-manuscrito_RedeTorres_ONDACBC_1April2025.pdf. Acesso em: 11 jul. 2026.

MOORE, I. D.; GRAYSON, R. B.; LADSON, A. R. Digital terrain modelling: a review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes*, v. 5, n. 1, p. 3–30, 1991. Disponível em: https://www.academia.edu/25484306/Digital_terrain_modelling_A_review_of_hydrological_geomorphological_and_biological_applications. Acesso em: 2 jun. 2026.

NASCIMENTO, P. S. de R.; SANTOS, D. S. Indicadores hidroclimáticos para avaliação da vulnerabilidade à desertificação em Nossa Senhora da Glória (SE). **Revista Internacional de Ciências**, v. 16, n. 1, p. 34–52, 2026. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/ric/article/view/94483>. Acesso em: 2 maio 2026

NOAA. **National Oceanic and Atmospheric Administration**. Cold & warm episodes by season. 2026. Disponível em: https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php. Acesso em: 21 jun. 2026.

OLIVEIRA, A. R. de; PINTO, J. E. S. de S.; MENDONÇA, F. de A. A desertificação no Alto Sertão de Sergipe/Brasil: abordagem na perspectiva das vulnerabilidades socioambientais. **Investigaciones Geográficas: Una mirada desde el sur**, n. 52, p. 139–149, 2016. DOI: 10.5354/0719-5370.2016.43294. Disponível em: <https://investigacionesgeograficas.uchile.cl/index.php/IG/article/view/43294>. Acesso em: 5 jun. 2026.

PAIVA, A. L. R. de; SANTOS, S. M. dos; LEONARDO, H. R. de A. L.; ALMEIDA, D. N. O. de; SILVA JÚNIOR, J. A. da. Geotecnologias aplicadas na análise do crescimento urbano da Região Imediata da cidade de Araripina-PE. **Estudos Universitários**, v. 40, n. 2, p. 378–400, 2024. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/estudosuniversitarios/article/view/259444>. Acesso em: 6 jun. 2026.

PEREIRA, J. A. V.; SOUZA, Y. G.; CORREIA, I. M. G.; SOUZA, B. I. 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 (Recife)**, Recife, v. 37, n. 2, p. 277-298, 2020. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/344860776_USO_E_COBERTURA_D O SOLO E COMPARACAO ENTRE OS INDICES DE VEGETACAO SAVI E NDWI NA AREA DE PROTECAO AMBIENTAL DAS ONCAS PARAIB A BRASIL](https://www.researchgate.net/publication/344860776_USO_E_COBERTURA_DO_SOLO_E_COMPARACAO_ENTRE_OS_INDICES_DE_VEGETACAO_SAVI_E_NDWI_NA_AREA_DE_PROTECAO_AMBIENTAL_DAS_ONCAS_PARAIBA_BRASIL). Acesso em: 15 jun. 2026.

PEREZ-MARIN, A. M.; VENDRUSCOLO, J.; ZÁRATE-SALAZAR, J. R.; QUEIROZ, H. A. de A.; MAGALHÃES, D. L.; MENEZES, R. S. C.; FERNANDES, I. M. Monitoring desertification using a small set of biophysical indicators in the Brazilian semiarid region. **Sustainability**, v. 14, n. 15, p. 1-24, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/15/9735>. Acesso em: 5 jun. 2026

PROJETO MAPBIOMAS. Coleção 10 da série anual de mapas de cobertura e uso da Terra do Brasil, resolução de 30 metros, 2015 e 2024. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas/>. Acesso em: 25 maio 2026.

QI, J.; CHEHBOUNI, A.; HUETE, A. R.; KERR, Y. H.; SOROOSHIAN, S. A modified soil adjusted vegetation index. **Remote Sensing of Environment**, v. 48, n. 2, p. 119–126, 1994. DOI:10.1016/0034-4257(94)90134-1. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/223906415_A_Modified_Soil_Adjuste d Vegetation Index](https://www.researchgate.net/publication/223906415_A_Modified_Soil_Adjuste_d_Vegetation_Index). Acesso em: 3 jun. 2026.

QUERINO, C. A. S.; LOPES JÚNIOR, J. M.; MOURA, M. A. L. Balanço de Radiação no Bioma Caatinga no Semiárido Alagoano. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 6, p. 2715-2729, 2022. Disponível em: <http://mtc-m21d.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m21d/2023/01.04.17.13/doc/254652-218493-1-PB.pdf>. Acesso em: 12 jun. 2026.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, v. 15, n.3, p 234-281, 1977. Disponível em: https://superdecisions.com/sd_resources/Paper_ScalingMethod.pdf. Acesso em: 20 maio 2026.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; ARAÚJO FILHO, J. C. de; LIMA, H. N.; MARQUES, F. A.; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 6. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2025. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1176834/sistema-brasileiro-de-classificacao-de-solos>. Acesso em: 4 jun. 2026.

SANTOS, R. M. M. **A desertificação da caatinga: impactos na estrutura da comunidade de fungos e na atividade enzimática do solo**. 2026. 73f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2026. Disponível em: <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/85939>. Acesso em: 5 jun. 2026.

SANTOS, W. R.; SOUZA, L. S. B.; PACHECO, A. N.; JARDIM, A. M. R. F.; SILVA, T. G. F. Eficiência do Uso da Água para Espécies da Caatinga: uma Revisão Para o Período de 2009-2019. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 05, p. 2573-2591, 2021. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/354477336_Eficiencia_do_Uso_da_Agua_para_Especies_da_Caatinga_Uma_Revisao_Para_o_Periodo_de_2009-2019. Acesso em: 12 jun. 2026.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos: parte 1: classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [S. l.], v. 10, n. 4, p. 5-18, out./dez. 2005. Disponível em: <https://revistas.abrhidro.org.br/article.php?Article=440>. Acesso em: 4 jun. 2026.

SILVA, A. C.; MENDES, K. R.; SILVA, C. M. S.; RODRIGUES, D. T.; COSTA, G. B.; SILVA, D. T. C.; MUTTI, P. R.; FERREIRA, R. R.; BEZERRA, B. G. Energy Balance, CO2 Balance, and Meteorological Aspects of Desertification Hotspots in Northeast Brazil. **Water**, v. 13, n. 21, p. 2962, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13212962>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/13/21/2962>. Acesso em: 2 jun. 2026.

SILVA, R. M. da; HENRIQUE, I. G. N.; CAZÉ, J. F. Simulação das mudanças de uso e ocupação do solo e seus efeitos nas características hidrossedimentológicas em uma bacia do bioma Caatinga. **Revista de Geografia (Recife)**, Recife, v. 35, n. 1, p. 158-179, 2018. Disponível em: <https://www.academia.edu/download/82954475/29076.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2026.

TEIXEIRA, A. H. de C.; BASTIAANSSEN, W. G. M.; AHMAD, M. D.; MOURA, M. S. B.; BOS, M. G. Analysis of energy fluxes and vegetation-atmosphere parameters in irrigated and natural ecosystems of semi-arid Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 362, n. 1-2, p. 110-127, 2008. Disponível em:

<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/160996/analysis-of-energy-fluxes-and-vegetation-atmosphere-parameters-in-irrigated-and-natural-ecosystems-of-semi-arid-brazil>. Acesso em: 12 jun. 2026.

VALERIANO, M. M, ROSSETTI, D. F. Topodata: Brazilian full coverage refinement of SRTM data. *Applied Geography*, v. 32, n. 2, p. 300-309, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.05.004>. Acesso em: 3 jun. 2026.

VASCONCELOS, J. O.; SOUZA, J. O. P. Classificação de unidades de paisagem em bacia hidrográfica semiárida – uma abordagem do índice topográfico de umidade. **Revista Contexto Geográfico**, Maceió, v. 3, n. 6, p. 66-76, dez. 2018. Disponível em: <https://periodicos.ufal.br/contextogeografico/article/download/6969/4862>. Acesso em: 2 jun. 2026.

VOOGT, J. A.; OKE, T. R. Thermal remote sensing of urban climates. **Remote Sensing of Environment**, v. 86, n. 3, p. 370-384, 2003. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/222677053_Thermal_Remote_Sensing_of_Urban_Climates. Acesso em: 6 jun. 2026.