



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA
DOUTORADO EM GEOGRAFIA

Adonai Felipe Pereira de Lima Silva

**CONECTIVIDADE DE SEDIMENTOS: UMA ABORDAGEM MULTIESCALAR EM
AMBIENTE SEMIÁRIDO**

JOÃO PESSOA – PB
2024

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
DEPARTAMENTO DE GEOCIÊNCIAS

Adonai Felipe Pereira de Lima Silva

**CONECTIVIDADE DE SEDIMENTOS: UMA ABORDAGEM MULTIESCALAR EM
AMBIENTE SEMIÁRIDO**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal da Paraíba como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Geografia

Orientador: Prof. Dr. Jonas Otaviano Praça de Souza.

JOÃO PESSOA – PB
2024

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

S586c Silva, Adonai Felipe Pereira de Lima.
Conectividade de sedimentos : uma abordagem
multiescalar em ambiente semiárido / Adonai Felipe
Pereira de Lima Silva. - João Pessoa, 2024.
105 f. : il.

Orientação: Jonas Otaviano Praça de Souza.
Tese (Doutorado) - UFPB/CCEN.

1. Sistema fluvial - Semiárido. 2.
Hidrossedimentologia. 3. Conectividade de sedimentos.
4. Multiescalas espaciais e temporais. I. Souza, Jonas
Otaviano Praça de. II. Título.

UFPB/BC

CDU 556.53(043)

**"CONECTIVIDADE DE SEDIMENTOS: UMA ABORDAGEM MULTIESCALAR EM
AMBIENTE SEMIÁRIDO"**

por

Adonai Felipe Pereira de Lima Silva

**Tese de Doutorado apresentada ao Corpo Docente do Programa de Pós-Graduação em
Geografia do CCEN-UFPB, como requisito total para obtenção do grau de Doutor em
Geografia.**

Área de concentração: Território, trabalho e Ambiente.

Aprovado por:

Prof. Dr. Jonas Otaviano Praça de Souza
Orientador



Prof. Dr. Rafael Albuquerque Xavier
Examinador interno



Prof. Dr. Richarde Marques da Silva
Examinador interno

Documento assinado digitalmente

 **RICHARDE MARQUES DA SILVA**
Data: 28/02/2024 20:02:49-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Franciele Zanandrea
Examinadora externa

Documento assinado digitalmente

 **FRANCIELE ZANANDREA**
Data: 29/02/2024 11:24:32-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. José Ramon Barros Cantalice
Examinador externo

Documento assinado digitalmente

 **JOSE RAMON BARROS CANTALICE**
Data: 01/03/2024 09:59:20-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

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

Fevereiro/2024.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por permitir que esta pesquisa pudesse ser concluída, apesar de ter sido iniciada em tempos difíceis da pandemia do coronavírus SARS-CoV-2.

À minha esposa Camila de Paula Souza Carneiro, pelo amor, carinho, companheirismo e por sempre me apoiar, me motivar e me incentivar na vida acadêmica, desde os tempos de graduação.

Ao meu filho Luiz Felipe Souza de Lima, por me proporcionar alegria e motivação para continuar vivendo.

Aos meus pais Adonai de Lima Silva e Maria de Lourdes Pereira de Lima Silva, e à minha irmã Camila Pereira de Lima Silva por me apoiarem em todos os momentos.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Jonas Otaviano Praça de Souza, por toda atenção demonstrada durante todo o tempo da pesquisa, por se colocar sempre à disposição, e também pelos conselhos, orientações e ensinamentos, desde os tempos de graduação.

Aos amigos e colegas do Grupo de Estudo de Ambientes Fluviais Semiáridos (GEAFS), Gabriel Monteiro, Camilla Santos, Jefferson Rodrigo, Fábio Vitorino, Felipe e Daniel, pela inestimável ajuda nos trabalhos de campo na área de pesquisa.

À minha colega de turma e do GEAFS, Elânia, por me ajudar com dados e informações sobre o NDVI.

Aos demais colegas do GEAFS por todas as informações compartilhadas e pelo apoio prestado.

Aos professores(as) Dr.^a Flávia Lima (UFAL), Rafael Xavier (UEPB) e Ramon Cantalice (UFPE) pelas considerações e conselhos dados na defesa de qualificação.

Aos professores Dr. Richarde Marques da Silva, Dr. Rafael Albuquerque Xavier, Dr. José Ramon Cantalice e à professora Dr.^a Franciele Zanandrea, por aceitarem o convite para compor os membros avaliadores da banca desta pesquisa e contribuir com suas experiências e conhecimentos.

Aos motoristas da UFPB que foram para o trabalho de campo comigo, especialmente o motorista Fábio, que além de dirigir com responsabilidade e simpatia, ainda cozinhava para nós no alojamento.

Ao proprietário da fazenda Felisberto em São João do Tigre e seus colaboradores, por nos oferecer estadia de graça nos trabalhos de campo e sempre nos receber com imensa hospitalidade.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Geografia da UFPB por compartilhar dos seus conhecimentos e contribuírem significativamente para o desenvolvimento dessa pesquisa.

RESUMO

A transmissão de matéria e energia e o transporte de água e sedimentos no sistema fluvial tem sido cada vez mais presentes em pesquisas geomorfológicas, constituindo aspectos importantes para a gestão ambiental. A abordagem da conectividade tem sido utilizada para compreender os processos e complexidades de transmissão de matéria e energia em bacias hidrográficas, tanto em relação ao transporte de água quanto de sedimentos. Nesse sentido, a presente pesquisa busca compreender os processos de transmissão e estocagem de sedimentos, além das mudanças hidrológicas ocorridas na Bacia Riacho do Tigre - PB através da abordagem da conectividade de sedimentos em multiescalas. Os procedimentos metodológicos foram divididos em etapas de aplicação do Índice de Conectividade (IC) e do mapeamento da conectividade para escala da bacia, como também para escala de encosta, tanto em períodos secos quanto em períodos úmidos, e por último, a etapa da validação por meio do Índice de Conectividade de Campo (ICC). Para a análise da conectividade em escala de bacia, o modelo digital de elevação utilizado foi o NASADEM, com resolução espacial de 30 m, e obtidas um total de cinquenta e uma imagens Landsat da área entre os anos de 2014 a 2023. A partir do resultado gerado através do processamento das imagens Landsat para a aplicação do NDVI, os valores médios de cada imagem permitiram o agrupamento em quatro cenários de vegetação: densidade muito baixa, densidade baixa, densidade média e densidade alta. Os mapas de vegetação serviram de base para o fator C usado no mapeamento da conectividade estrutural de água e sedimentos, indicando uma alta variabilidade da densidade da biomassa em cada cenário e apresentando diferentes respostas em relação à chuva antecedente acumulada. Já os mapas de conectividade apontam para uma conectividade mais alta nos cenários muito seco e seco, moderada no cenário médio e mais baixa no cenário úmido. Para a análise da conectividade em encosta, foram selecionados três trechos fluviais (T1, T2 e T3), dos quais foram obtidos dados de modelo digital de elevação com resolução de 0,2 m e imagens RGB através do uso de drone em três períodos diferentes (C1, C2 e C3), gerando um total de nove ortofotomosaicos. Os ortofotomosaicos serviram de base para a aplicação do *VIgreen* em todos os trechos e períodos analisados, resultando na elaboração dos mapas de vegetação, que conseqüentemente foram aproveitados no fator C para a aplicação do IC. Os resultados mostraram que em todos os trechos – sobretudo, no T2 – o C2 foi o período com maior densidade da cobertura vegetal, como também o período em que a conectividade se mostrou mais baixa, havendo uma forte correlação com a chuva, visto que no C2 os valores de chuva antecedente acumulada resultaram em 249,2 mm para 90 dias e 260,6 mm para 120 dias, ou seja, valores que são considerados para um cenário úmido na região. No tocante à validação, os valores obtidos através do ICC em quatro pontos selecionados foram comparados com os valores do IC nas duas escalas de análise, onde os valores coincidiram em todos os índices para uma conectividade mais alta nos pontos T1B e T2B, além de demonstrar coerência com as evidências observadas em campo. De forma geral, as análises da conectividade de sedimentos na Bacia Riacho do Tigre demonstrou ser mais baixa em áreas com cobertura vegetal densa, reduzindo a intensidade do escoamento superficial e dos processos erosivos, sendo esse um aspecto importante para a preservação e manutenção dos ambientes fluviais semiáridos. Os dados e informações obtidos nesta pesquisa são pertinentes para o entendimento da conectividade em diferentes ambientes fluviais, podendo contribuir com futuras avaliações para a conectividade funcional da Bacia Riacho do Tigre, fundamentais para o gerenciamento ambiental em múltiplas escalas espaciais e temporais, como também para a otimização do manejo do solo e dos meios de subsistência em terras agrícolas do semiárido brasileiro.

Palavras-chave: Sistema Fluvial Semiárido; Hidrossedimentologia; Conectividade de Sedimentos; Multiescalas espaciais e temporais.

ABSTRACT

The transmission of matter and energy and the transport of water and sediments in the river system have been increasingly present in geomorphological research, constituting essential aspects of environmental management. The connectivity approach has been used to understand the processes and complexities of matter and energy transmission in river basins, water and sediment transport. In this sense, the present research seeks to understand the processes of sediment transmission and storage and the hydrological changes that have occurred in the Tigre Stream Basin - PB through the sediment connectivity approach at multiple scales. The methodological procedures were divided into stages of application of the Connectivity Index (CI) and connectivity mapping for the basin scale and the hillslope scale, both in dry and wet periods and finally, the validation stage through the Field Connectivity Index (FCI). For the analysis of connectivity at the basin scale, the digital elevation model used was NASADEM, with a spatial resolution of 30 m, and a total of fifty-one Landsat images were obtained from the area between 2014 and 2023 and from the result generated through the processing of Landsat images for the application of NDVI, the average values of each image allowed grouping into four vegetation scenarios: very low density, low density, medium density, and high density. The vegetation maps served as a basis for the C factor in mapping the structural connectivity of water and sediments, indicating a high variability of biomass density in each scenario and presenting different responses regarding accumulated antecedent rainfall. Connectivity maps already point to higher connectivity in very dry and dry scenarios, moderate connectivity in the medium scenario, and lower connectivity in the wet scenario. For the analysis of connectivity on hillslopes, three river sections (T1, T2, and T3) were selected, from which digital elevation model data with a resolution of 0.2 m and RGB images were obtained using a drone in three different periods (C1, C2, and C3), generating a total of nine orthophotos. The orthophotos served as a basis for applying VIgreen in all sections and periods analyzed, resulting in the elaboration of vegetation maps, which consequently were used in the C factor for applying CI. The results showed that in all sections - especially in T2 - C2 was the period with the highest vegetation cover density, as well as the period in which connectivity was lower, showing a strong correlation with rainfall, since in C2, the values of accumulated antecedent rainfall resulted in 249.2 mm for 90 days and 260.6 mm for 120 days, that is, values that are considered for a wet scenario in the region. Regarding validation, the values obtained through FCI at four selected points were compared with the CI values at the two analysis scales, where the values coincided in all indices for higher connectivity in points T1B and T2B and demonstrated coherence with the evidence observed in the field. In general, the analysis of sediment connectivity in the Tigre Stream Basin has shown to be lower in areas with dense vegetation cover, reducing the intensity of surface runoff and erosive processes, which is an essential aspect for preserving and maintaining semi-arid river environments. The data and information obtained in this research are relevant for understanding connectivity in different river environments, contributing to future assessments for the functional connectivity of the Tigre Stream Basin, essential for environmental management at multiple spatial and temporal scales, as well as for optimizing soil management and livelihoods in Brazilian semi-arid agricultural lands.

Keywords: Semi-arid River System; Hydrosedimentology; Sediment Connectivity; Multi-spatial and temporal scales.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Tipos de estocagem de sedimentos fluviais baseados na disponibilidade ou conectividade lateral.	25
Figura 2. Mapa de localização da área de pesquisa.	44
Figura 3. Mosaico de mapas da Bacia Riacho do Tigre (MDE, Declividade, Geologia e Solos).	45
Figura 4. Perfis longitudinais dos riachos Tigre, Cacimbinha e Santa Maria.	47
Figura 5. Fluxograma da conectividade na escala de bacia.	49
Figura 6. Fluxograma da conectividade na escala de encosta.	54
Figura 7. Mapas de vegetação em quatro cenários, conforme as classes/médias do NDVI e a classificação da densidade da cobertura vegetal: (A) densidade muito baixa (0,00 – 0,19); (B) densidade baixa (0,19 – 0,26); (C) densidade média (0,26 – 0,35); e (D) densidade alta (0,35 – 0,6).	61
Figura 8. Dinâmica natural da vegetação em quatro cenários a partir do NDVI e da Chuva Antecedente Acumulada de 90 dias: (A) cenário muito seco (imagem de 02/12/2016 e 0,3 mm de CAA); (B) cenário seco (imagem de 14/01/2015 e 64,4 mm de CAA); (C) cenário médio (imagem de 06/05/2015 e 178,8 mm de CAA); e (D) cenário úmido (imagem de 10/04/2023 e 249,2 mm de CAA).	63
Figura 9. Mapas de classificação do Índice de Conectividade para os quatro cenários de vegetação: (A) muito seco; (B) seco; (C) médio; e (D) úmido.	65
Figura 10. Localização dos trechos de análise: T1, T2 e T3.	68
Figura 11. Mapa de uso e ocupação do solo dos trechos de análise.	69
Figura 12. Encosta adjacente à margem esquerda (T1): as fotografias nos quadrantes superiores mostram o acúmulo de detritos lenhosos e serrapilheira; já as fotografias nos quadrantes inferiores mostram a densidade da cobertura vegetal.	70
Figura 13. Modelo Digital de Elevação dos trechos de análise.	71
Figura 14. Indicadores de processos erosivos (T3): no quadrante esquerdo, as raízes das árvores estão expostas entre a encosta e a margem esquerda do canal; no quadrante direito, presença de voçorocamento na encosta da margem esquerda do canal.	72
Figura 15. Fotografia do leito do canal a jusante (T3).	73
Figura 16. Ortofotomosaicos dos trechos de análise (T1, T2 e T3) em diferentes períodos (C1, C2 e C3).	74
Figura 17. Mapas de vegetação dos trechos de análise (T1, T2 e T3) referente a três períodos distintos (C1, C2 e C3), conforme os valores obtidos do VIgreen.	75
Figura 18. Mapa de precipitação da Bacia Riacho do Tigre: chuva antecedente acumulada (mm) de 90 dias referente às datas do C1, C2 e C3.	78
Figura 19. Mapas do Índice de Conectividade dos trechos de análise (T1, T2 e T3) gerados em três períodos distintos (C1, C2 e C3).	80
Figura 20. Fotografias de evidências de deposição e conexão nos pontos analisados.	84
Figura 21. Índices de Conectividade dos pontos T1A e T1B.	85
Figura 22. Índices de Conectividade dos pontos T2A e T2B.	86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classes de NDVI, vegetação com respostas similares de NVDI e Fator C atribuído para cada classe.	53
Tabela 2. Avaliação rápida e pontuação dos valores de conectividade em campo.	58
Tabela 3. Valores de NDVI e Chuva Antecedente Acumulada (CAA) para cada imagem de satélite e data de imagem, respectivamente, entre 2014 a 2023.	60
Tabela 4. Classes de NDVI e densidade da vegetação em diferentes cenários de acordo com os valores (mm) de Chuva Antecedente Acumulada (CAA) de 90 dias.	62
Tabela 5. Valores (mínimo, máximo, média e desvio padrão) do Potencial Índice de Conectividade para os quatro cenários de vegetação.	64
Tabela 6. Classes de Conectividade distribuídas (%) para cada cenário de vegetação.	66
Tabela 7. Quantidade de eventos diários de chuva (mm) para todos os meses do ano, referente aos dados de (1994-2023) das Estações Pluviométricas dos municípios de São João do Tigre (PB), Poção (PE) e Camalaú (PB).	67
Tabela 8. Valores do VIgreen em trechos de análise (T1, T2 e T3) referente a três períodos distintos (C1, C2 e C3).	77
Tabela 9. Valores do IC dos trechos de análise (T1, T2 e T3) referente a três períodos distintos (C1, C2 e C3).	81
Tabela 10. Valores dos Índices de Conectividade dos pontos de análise.	87

LISTA DE SIGLAS E ABREVIACÕES

AESA - Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba.
APAC – Agência Pernambucana de Águas e Clima.
BRT - Bacia Riacho do Tigre.
C1 – Trabalho de campo 1 (10/03/2023).
C2 – Trabalho de campo 2 (12/04/2023).
C3 – Trabalho de campo 3 (06/10/2023).
CAA - Chuva Antecedente Acumulada.
FIC - *Field Index Connectivity*.
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
IC - Índice de Conectividade.
ICC - Índice de Conectividade de Campo.
MDE - Modelo Digital de Elevação.
NDVI - *Normalized Difference Vegetation Index*.
PRMS – *Precipitation Runoff Modeling System*.
RUSLE - *Revised Universal Soil Loss Equation*.
SWAT - *Soil and Water Assessment Tool*.
T1 - Trecho 1.
T1C1 – Trecho 1, referente ao trabalho campo 1.
T1C2 – Trecho 1, referente ao trabalho de campo 2.
T1C3 – Trecho 1, referente ao trabalho de campo 3.
T2 - Trecho 2.
T2C1 – Trecho 2, referente ao trabalho de campo 1.
T2C2 – Trecho 2, referente ao trabalho de campo 2.
T2C3 – Trecho 2, referente ao trabalho de campo 3.
T3 - Trecho 3.
T3C1 – Trecho 3, referente ao trabalho de campo 1.
T3C2 – Trecho 3, referente ao trabalho de campo 2.
T3C3 – Trecho 3, referente ao trabalho de campo 3.
TGS - Teoria Geral dos Sistemas.
UAV - *Unmanned Aerial Vehicle*.
USGS - *United States Geological Survey*.
USLE - *Universal Soil Loss Equation*.
VIC – *Variable Infiltration Capacity*.
VIgreen – *Vegetation Index Green*.

SUMÁRIO

RESUMO	
ABSTRACT	
LISTA DE FIGURAS	
LISTA DE TABELAS	
LISTA DE ABREVIACÕES	
1. INTRODUÇÃO	10
2. OBJETIVOS	13
2.1. Objetivo Geral	13
2.2. Objetivos Específicos	13
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	14
3.1. Conectividade de sedimentos	14
3.1.1. Complexidade de Transmissão	14
3.1.2. Conectividade (conceitos)	18
3.2. Dinâmica de Transporte de sedimentos em ambientes semiáridos	27
3.3. Conectividade hidrossedimentológica em ambientes secos	32
3.4. Modelos de análise de conectividade	35
3.4.1. Modelagem matemática	36
3.4.2. Mapeamento de conectividade	39
3.4.3. Conectividade: perspectivas e desafios atuais	42
4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA	44
5. PROPOSTA METODOLÓGICA – MATERIAIS E MÉTODOS	49
5.1. Análise da conectividade na escala da bacia	49
5.1.1 Mapeamento e dinâmica do uso e cobertura da terra	49
5.1.2 Índice de Conectividade	51
5.2. Análise da conectividade na escala de encosta	53
5.3. Validação de modelos	56
5.3.1. Abordagem de campo	56
6. RESULTADOS E DISCUSSÕES	59
6.1. Comportamento da conectividade a partir dos padrões de chuva e vegetação: análise na escala da bacia	59
6.2. Comportamento da conectividade a partir dos padrões de chuva e vegetação: análise na escala de encosta	68
6.3. Validação dos modelos	83
6.4. Contribuição da multiescala na análise da conectividade	88
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	92
8. REFERÊNCIAS	95

1. INTRODUÇÃO

A ideia de otimizar o gerenciamento de recursos hídricos está cada vez mais presente nas políticas públicas, coincidindo com o crescente aumento das pesquisas nos temas relacionados à gestão de bacias hidrográficas e seus recursos naturais. Um elemento importante de ser analisado em relação à gestão de bacias hidrográficas é justamente a transmissão de matéria e energia dentro do sistema fluvial, pois essa transmissão não ocorre livremente de forma linear, e que pode ser mais complexa ainda quando se trata de um ambiente seco como o semiárido brasileiro, onde há variação de inputs de energia no sistema, irregularidade de distribuição e intensidade das chuvas, entre outros fatores (SOUZA; CORREA, 2012; SOUZA; ALMEIDA, 2015).

A negligência em não admitir o caráter de complexidade da transmissão de matéria e energia nas bacias hidrográficas pode causar algumas consequências ao sistema fluvial e à gestão ambiental, como por exemplo, levar a um superdimensionamento do volume de água nos reservatórios e infraestruturas hídricas (SOUZA; CORREA, 2012). Além disso, o processo de transmissão de fluxo nas bacias hidrográficas pode ser alterado a partir de elementos (antrópicos ou não) que bloqueiam essa transmissão (ALMEIDA; CORREA, 2020), o que requer estudos específicos para estimar os futuros impactos gerados nos ambientes fluviais em diferentes escalas de tempo e espaço.

Tal caráter de complexidade da transmissão de matéria e energia no sistema torna os processos geomorfológicos dinâmicos, como os processos de erosão e transporte de sedimentos, muitas vezes atrelados a problemas locais, como: o assoreamento de rios e reservatórios, que potencializa as dimensões das enchentes; a inviabilidade de aproveitamento de rios e aluviões para abastecimento e/ou irrigação, a depender da quantidade de sedimentos transportados; a contaminação de sedimentos do leito e das águas a longas distâncias do lugar de origem, entre outras (SCAPIN; PAIVA, 2004). As bacias hidrográficas que são sensíveis às mudanças da cobertura da terra, quando estão sob intenso uso agrícola são capazes de transportar para os canais uma significativa carga de sedimentos erodidos das encostas, podendo causar intensa sedimentação nos fundos dos vales e conseqüentemente levar ao encurtamento ou desaparecimento de canais (FARIA, 2014). Além disso, a remoção da vegetação nativa próxima às margens de rios acelera o processo de erosão e reduz a proteção natural contra enchentes, contribuindo para o assoreamento e constituindo problemas socioambientais (LIMA; FELTRIN, 2019).

No entanto, para analisar o processo de transmissão em bacias hidrográficas a abordagem mais utilizada é a de conectividade da paisagem, que pode ser resumida como a capacidade de interação e circulação de matéria e energia entre os compartimentos da paisagem. Desse modo, há determinados trechos na paisagem que podem se encontrar conectados ou desconectados (BRIERLEY; FRYIRS; JAIN, 2006; SOUZA; CORREA, 2012; BLANTON; MARCUS, 2013; FRYIRS, 2013; WOHL, 2017), tanto em relação aos processos hidrológicos (conectividade hidrológica) quanto aos processos sedimentológicos (conectividade de sedimentos ou conectividade sedimentológica) em três dimensões: vertical (entre superfície e subsuperfície), lateral (ligações entre encosta, planície e canal) e longitudinal, que se refere aos processos da montante para a jusante entre a rede de canais (BRACKEN; CROKE, 2007; BLANTON; MARCUS, 2013; BRACKEN et al., 2013).

A conectividade de sedimentos (ou conectividade sedimentológica) analisa a ligação física de sedimentos (transferência) para avaliar o comportamento da estocagem de sedimentos ao longo do tempo, podendo variar em algumas características, oferecendo meios para descrever a transferência de sedimentos de diferentes unidades de paisagem em várias escalas espaciais e temporais (MARCHAMALO; HOOKE; SANDERCOCK, 2016; JAMES, 2018; NAJAFI et al., 2021). Desse modo, o conceito de conectividade de sedimentos tem várias definições, podendo ser resumido como grau de ligação que controla os fluxos de sedimentos pelas unidades de paisagens, e em particular entre as fontes de sedimentos e as áreas a jusante (CAVALLI et al., 2013; WOHL, 2017).

A conectividade de sedimentos envolve a compreensão da atuação das fontes de sedimentos no sistema fluvial, além dos mecanismos, condições, rotas e distância de transporte (MARCHAMALO; HOOKE; SANDERCOCK, 2016). As informações geradas a partir dessa abordagem são essenciais para os planos de gestão de bacias hidrográficas, uma vez que as evidências na paisagem de um estado anterior ao estágio atual de um rio podem ser analisadas para estudo de seu comportamento, como por exemplo, a perturbação antropogênica sob o fluxo de sedimentos. O aumento dos múltiplos estresses antropogênicos tem se constituído um problema, gerando influência direta ou indireta em relação à conectividade e sensibilidade geomórfica para ocorrência de distúrbios, alterando taxas de água, fluxos de sedimento na bacia, alterações nos processos de erosão e estabilidade de unidades geomórficas do vale, entre outras (POEPPL et al., 2020).

Há vários impactos antrópicos causados nos ambientes fluviais, como construção de cercas, atividades de agricultura, pecuária, piscicultura, estradas, construção de poços, entre

outros. No entanto, a construção de barramentos se configura como um dos mais significativos impactos causados pela ação humana, implicando em alterações no processo de transmissão do fluxo de matéria e energia no sistema fluvial (BLANTON; MARCUS, 2013). Logo, a presença de formas que causam alterações referente à capacidade de transmissão do sistema pode isolar algumas áreas, e assim diminuir a área de captação total da bacia (SOUZA; CORREA, 2012; SOUZA; CORREA; BRIERLEY, 2016).

Dentre outras definições, a conectividade pode ser entendida como um campo emergente que visa compreender os caminhos espacialmente e temporalmente explícitos que facilitam o transporte de sedimentos (BRACKEN et al., 2015; WOHL et al., 2019; MAHONEY; BLANDFORD; FOX, 2021). A caracterização espacial dos padrões de conectividade na bacia hidrográfica permite estimar a contribuição de determinada parte da bacia como fonte de sedimentos, assim como definir tais caminhos de transferência de sedimentos (CAVALLI et al., 2013). Nesse sentido, há uma necessidade de comprovação e validação de alguns modelos teóricos e matemáticos, além de monitoramento da vazão, das mudanças morfológicas sofridas pelos canais, sobretudo, após o período chuvoso.

A vegetação, por possuir características que fornecem resistência e influência sobre o escoamento superficial, pode ocasionar a redução da conectividade hidrológica e sedimentológica em ambientes fluviais (SANDERCOCK; HOOKE; MANT, 2007; LESSCHEN; SCHOORL; CAMMERAAT, 2009). No semiárido brasileiro, a distribuição vegetal da Caatinga é altamente variável de acordo com a sazonalidade climática e disponibilidade hídrica (RUFINO et al., 2020). Logo, esta pesquisa parte da hipótese em que a conectividade hidrológica e sedimentológica na Bacia Riacho do Tigre (situada no semiárido paraibano) é altamente variável, determinada pela sazonalidade climática e pela densidade da vegetação.

Diante do que foi explanado, o presente trabalho tem como objetivo compreender o processo de transmissão e estocagem de sedimentos na Bacia Riacho do Tigre-PB, semiárido brasileiro, utilizando a abordagem da conectividade de sedimentos em multiescalas, no intuito de entender como a sazonalidade climática é determinante na variação da cobertura vegetal e os efeitos da relação chuva/vegetação sobre a conectividade em uma bacia hidrográfica de ambiente seco. Logo, foram consideradas diferentes escalas espaciais, incluindo a análise de dados de chuva e vegetação em variadas escalas de tempo.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Analisar a conectividade de sedimentos em multiescalas espaciais e temporais em rios efêmeros/intermitentes no semiárido tropical – Bacia Riacho do Tigre, semiárido brasileiro.

2.2. Objetivos Específicos

- Identificar e mapear os diferentes usos da terra e intervenções antrópicas que impactem direta ou indiretamente a conectividade sedimentológica;
- Analisar a dinâmica hidrológica em diferentes escalas espaciais e temporais
- Mapear os padrões multiescalares de conectividade estrutural de sedimento;
- Definir as rotas e temporalidade de transmissão de sedimento.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. Conectividade de sedimentos

3.1.1. Complexidade de Transmissão

A crescente preocupação acerca da gestão dos recursos hídricos no Brasil vem fortalecendo o interesse dos estudiosos sobre o referido tema no cenário nacional. Os recentes anos de seca no semiárido proporcionaram um considerável atraso referente ao desenvolvimento socioeconômico das comunidades rurais, dessa forma torna-se imprescindível a análise integrada de todas as variáveis envolvidas a respeito das questões voltadas ao gerenciamento dos recursos hídricos (VIEIRA, 2003; SOUZA, 2013). Entretanto, além das dimensões geomorfológicas, geológicas, climatológicas, hidrológicas, pedológicas, e sedimentológicas que norteiam as pesquisas em bacias hidrográficas, é essencial ter o entendimento das perspectivas sistêmicas e complexas, assim como suas funcionalidades e historicidades.

Em meados do século XX, Bertalanffy consolida a Teoria Geral dos Sistemas (TGS), na qual é colocada como uma episteme complexa capaz de alcançar todos os campos do conhecimento. As abordagens sistêmicas funcionam como instrumentos voltados à compreensão da realidade na natureza, bem como prever mudanças, dessa forma, o conceito de Sistemas pode ser definido como complexo de elementos em interação. Na Geografia física, um dos pioneiros na introdução da ideia de sistemas foi Sotchava, aplicando a TGS às paisagens naturais e definindo-as como Sistema Geográfico ou Geossistemas. O estudo dos Geossistemas oferece visão holística na análise da interação entre os elementos bióticos, abióticos, históricos e antrópicos do meio ambiente, adquirindo importância fundamental para um planejamento correto da utilização e organização do espaço, ou seja, para a ciência Geográfica (VICENTE; PEREZ FILHO, 2003; TROPMAIR; GALINA, 2006). Ainda diante da perspectiva sistêmica, a bacia hidrográfica pode ser considerada parte de um sistema físico e dinâmico, o sistema fluvial, pois nela ocorre a integração entre o meio físico, biótico e social, podendo ser compreendido pela zona fonte de sedimentos, rede de transporte e os sítios de deposição (SOUZA, 2013).

As pesquisas em sistemas dinâmicos não-lineares cresceram de forma rica e variada à medida que as noções de caos e auto-organização foram reconhecidas nas ciências físicas e humanas, variando de economia e linguística a física e geomorfologia (BAAS, 2002). Esses sistemas complexos frequentemente exibem relações entre os componentes em constante

mudança, que juntos formam o comportamento do todo por meio de relações dinâmicas em vários níveis de escala e organização, diferente dos sistemas simples e não-complexos que tendem a exibir relações lineares entre os componentes (TURNBULL et al., 2018).

Desse modo, a complexidade e dinâmica não-linear têm sido amplamente discutido na literatura científica, incluindo a geografia, geologia, geomorfologia, ecologia, climatologia e pedologia. Tais pesquisas tem focado na problemática do controle do caos, no tópico da sincronização do caos e em ideias para possíveis aplicações do caos. Além disso, as dinâmicas complexas e não-lineares podem dificultar a interpretação de evidências históricas, como estratigrafia, paleossolos e dados paleoecológicos (PHILLIPS, 2003, 2011).

Assim como a complexidade, o conceito de equilíbrio em pesquisas geomorfológicas tem sido amplamente debatido, gerando interpretações diferentes e algumas diferenças terminológicas que podem gerar certa confusão (BRACKEN; WAINWRIGHT, 2006; PHILLIPS, 2011). Geralmente o termo “equilíbrio de estado estacionário” é usado para se referir às paisagens de forma constante, enquanto que “equilíbrio dinâmico” é mais usado para se referir às mudanças de processo para produzir formas constantes. Por outro lado, “desequilíbrio” tem sido frequentemente empregado para se referir às paisagens que ainda não estão em estado de equilíbrio, e já o termo “não-equilíbrio” é mais comumente destacado em paisagens que não conseguem atingir o estado de equilíbrio, mesmo apesar de escalas de tempo relativamente longas de estabilidade de agentes de forças externas (BRACKEN; WAINWRIGHT, 2008).

Alguns parâmetros de ocorrência em eventos pluviométricos – frequência, magnitude, duração, extensão da área, velocidade de início, dispersão espacial, espaçamento temporal – se constituem como fatores de influência de mudanças geomórficas ou distúrbios que podem alterar o equilíbrio de um sistema fluvial. Nessa perspectiva, o conceito de sensibilidade da paisagem se preocupa com a probabilidade de uma dada mudança nas condições de limite de um sistema geomórfico, que irá produzir uma resposta sensível, reconhecível ou persistente (PHILLIPS, 2009). O conceito de sensibilidade da paisagem deriva da ideia de processos geomorfológicos ou dinâmicos, expressando a estabilidade ou instabilidade de sistemas de processos em respostas às mudanças de forças externas (THOMAS, 2012).

Em outras palavras, a sensibilidade da paisagem descreve a propensão que as formas do relevo têm para se ajustar aos distúrbios ambientais, cujas formas mais sensíveis são prontamente capazes de se ajustar, enquanto que as formas menos sensíveis – ou resilientes – são menos propensas ao ajuste (LISENBY; FRYIRS; THOMPSON, 2020). Nessa perspectiva,

o conceito de sensibilidade da paisagem está inerentemente relacionado ao conceito de sensibilidade de rios, que é expressa como a possibilidade e propensão para mudanças ao longo dos cursos dos rios, assim como a capacidade de recuperação do sistema a partir da ocorrência de distúrbios (FRYIRS, 2017).

A análise da sensibilidade de rios é um dos conceitos-chave na geomorfologia fluvial, sendo um tópico complexo e não muito compreendido, que está associado a alguns conceitos centrais, como o limiar de mudança, respostas complexas, associações de forma-processo, tipos de distúrbio/respostas, fluxos de sedimento, causa-e-efeito, não-linearidade, retroalimentações negativas e positivas, relação frequência-magnitude, entre outros (PHILLIPS, 2009; FRYIRS, 2013, 2017). Nos rios, a sensibilidade descreve a facilidade com a qual as formas fluviais de relevo podem ajustar sua morfologia ao longo do tempo e espaço, logo, a sensibilidade ao ajuste depende significativamente da conectividade dos sedimentos, que irá controlar – em certa medida – a forma e o impacto dos ajustes futuros do canal fluvial (BRACKEN et al., 2015; LISENBY; FRYIRS; THOMPSON, 2020).

Em relação aos sistemas de ambientes semiáridos, os modelos de sistemas dinâmicos não-lineares mostram que a relação de equilíbrio entre vegetação e erosão do solo é instável, ou seja, quando o sistema sofre perturbação ele vai inclinar para um estado de vegetação máxima (sem erosão) ou erosão máxima (sem vegetação). Pesquisas subsequentes em sistemas semiáridos validaram isso, mostrando que as paisagens e ecossistemas semiáridos perturbados tendem a divergir em manchas bem vegetadas e amplamente erodidas. Isso implica que as evidências estratigráficas, pedológicas ou ecológicas nem sempre correspondem a uma mudança no clima, uso da terra e outros fatores, mas sim em relação à inclinação de um sistema instável em resposta a uma pequena perturbação de curto prazo, como incêndios, tempestades ou pastoreio de gado (PHILLIPS, 2003, 2009).

Como destacam Bracken e Wainwright (2008), “o equilíbrio é um conceito central na Geomorfologia”, e nesse sentido, as paisagens semiáridas particularmente possuem unidades físicas representativas de um equilíbrio natural frágil que foi perturbado. As feições de pequena escala têm tempos de reação curtos aos processos erosivos e podem se ajustar rapidamente, enquanto feições de grande escala podem preservar os efeitos dos eventos formativos. Dessa forma, muitas paisagens de ambientes secos não possuem resiliência, pois a erosão pode ser tão rápida que o estabelecimento da cobertura vegetal é inibido, podendo se encontrar em um ciclo de retroalimentação positiva, pois essa falta de vegetação aumenta o processo de erosão (PHILLIPS, 2009; BRYSON, 2015).

As crescentes evidências empíricas mostram que muitos sistemas geomórficos estão em estado de transição de equilíbrio ou não-equilíbrio em relação às forças motrizes externas. O estado de transição tem sido frequentemente relacionado à conectividade de muitos elementos do sistema geomórfico como o resultado da estocagem de sedimentos ao longo dos caminhos de fluxo, das fontes até aos sítios de deposição. O tempo de resposta de sistemas geomórficos para mudanças externas depende do tempo de residência dos sedimentos em vários compartimentos de estocagem (HOFFMANN, 2015). Inerente a tais noções de complexidade e estado de equilíbrio e não-equilíbrio, a transmissão de matéria e energia no sistema fluvial é um quesito a ser averiguado na gestão dos recursos hídricos, pois muitos pesquisadores compreendem que essa transmissão ocorra livremente, dessa forma são negligenciadas o estudo da estrutura e da dinâmica fluvial dos impedimentos de fluxos do sistema. Essa visão pode ocasionar um superdimensionamento do volume de água nos reservatórios e das infraestruturas hídricas (SOUZA; CORREA, 2012; SOUZA; CORREA; BRIERLEY, 2016).

Para analisar esse processo de transmissão – assim como o estado de transição de equilíbrio e não-equilíbrio conforme mencionado no parágrafo anterior – se faz necessário o uso da abordagem de conectividade da paisagem, compreendida como a capacidade de interação e circulação de matéria e energia entre os compartimentos da paisagem. Assim, podem ser analisados os elementos da paisagem que se encontra em conectividade ou em desconectividade. A conectividade é responsável pelo controle da evolução dos ambientes fluviais e as potencialidades de recuperação, além de oferecer subsídios para a interpretação da operação dos processos geomorfológicos (BRIERLEY; FRYIRS; JAIN, 2006; SOUZA; CORREA, 2012; BLANTON; MARCUS, 2013).

Referente à conectividade da paisagem, tem-se três formas de ligações: longitudinal, lateral e vertical. A ligação longitudinal corresponde à transmissão de matéria e energia por dentro do canal fluvial, da montante a jusante, incluindo os afluentes; a ligação lateral está relacionada às conexões entre canal fluvial e à paisagem circundante, geralmente às ligações encosta-canal ou encosta-planície; e as ligações verticais são atribuídas às conexões entre a superfície e os elementos da subsuperfície (BLANTON; MARCUS, 2013; POEPPL; KEESSTRA; MAROULIS, 2017; WOHL, 2017; WOHL et al., 2019; POEPPL et al., 2020).

Em determinados pontos da paisagem, as ligações podem ser conectadas (*coupled*) ou desconectadas (*decoupled*), sendo assim, os *buffers*, *barries* e *blankets* se apresentam como formas capazes de impedir ou diminuir a conexão no sistema. Os *buffers* são formas de relevo que impedem a transmissão de sedimentos para a rede de canais; os *barries* são feições naturais

que podem interromper a transmissão longitudinal de sedimentos na rede de canais; e os *blankets* são lâminas sedimentares que sufocam as outras camadas da superfície, impedindo as ligações verticais e o retrabalhamento dos sedimentos. Diferente desses, os *boosters* atuam impulsionando a transmissão de matéria e energia no sistema (BRIERLEY; FRYIRS; JAIN, 2006; FRYIRS et al., 2007). De acordo com Brierley, Fryirs e Jain (2006), a compreensão da conectividade no sistema corresponde a uma consideração crítica em relação às interpretações de eventos climáticos e geológicos sob as análises da estrutura sedimentar.

3.1.2. Conectividade (conceitos)

Os conceitos relacionados à conectividade possuem uma longa história nas pesquisas geográficas, desde de meados do século XX e principalmente na geomorfologia, onde a conectividade é definida como a transferência de energia e matéria entre dois ou mais compartimentos da paisagem ou no sistema fluvial como um todo. No entanto, os estudos atrelados à conectividade vêm ganhando maior notoriedade no século XXI, inclusive com o surgimento de várias pesquisas nos campos da Ecologia, Geologia, Hidrologia e Geomorfologia (BRACKEN; CROKE, 2007; POEPPL; KEESSTRA; MAROULIS, 2017; WOHL et al., 2019).

Visando formas de conservação global de mitigar as modificações antropogênicas generalizadas na paisagem, assim como seus impactos na biodiversidade, é que tem sido promovido a abordagem de conectividade da paisagem em estudos ecológicos, na medida em que uma paisagem facilita o movimento de organismos, indivíduos ou gametas para outros compartimentos da paisagem. Vários tipos de conectividade são usados na Ecologia, com definições aplicadas de maneira inconsistente e métodos quantitativos que podem variar por tipo de conectividade. Logo, alguns autores consideram desafiador fazer comparações ou generalizações acerca do estado da conectividade em estudos ecológicos (LAPOINT et al., 2015).

Na Ecologia, a conectividade da paisagem é descrita ao longo de um espectro baixo a alto para conectividade funcional ou estrutural, essa última que representa os atributos físicos da paisagem, como por exemplo, a configuração dos tipos de cobertura da terra ou habitats (LAPOINT et al., 2015). Os padrões das paisagens e as conexões entre os habitats (armazenamento ou transformação de material) contribuem significativamente para a compreensão de como a fragmentação e a degradação de habitats nos ecossistemas poderão influenciar o funcionamento do ecossistema em larga escala (HILLMAN; LUNDQUIST; THRUSH, 2018).

Na Geologia, os estudos de afloramento fornecem discernimento para compreender o quanto as características geológicas afetam a conectividade. Em alguns estudos geológicos, a abordagem estratigráfica geralmente é utilizada para obter informações acerca da conectividade, como por exemplo, dados de leitos de argila locais, que variam a proporção de largura e espessura de depósitos sedimentares ou os padrões de empilhamento deposicionais, estão entre as características estratigráficas mais frequentes citadas na literatura. A conectividade tem sido uma condição necessária para produção de reservatório, visando determinar sua estrutura, estratigrafia, volume, permeabilidade, heterogeneidade e tortuosidade do reservatório (HOVADIK; LARUE, 2010). Outras abordagens podem ser usadas no intuito de averiguar a conectividade vertical de um reservatório de gás ou o monitoramento da conectividade entre reservatório e aquífero (LI et al., 2017).

Bracken e Croke (2007) destacam que o termo conectividade vem sendo amplamente aplicado em estudos hidrológicos, ecológicos e geomorfológicos, nas pesquisas que abrangem a conectividade hidrológica, sedimentológica e a conectividade da paisagem. Os autores apontaram alguns elementos-chave que afetam a ligação de água e sedimentos entre os compartimentos da paisagem de uma bacia, fatores esses que estão relacionados ao ambiente climático, escoamento e transporte de sedimentos.

Frequentemente a conectividade tem sido adotada em pesquisas relacionadas às geociências, como um conceito útil para descrever a dinâmica hidrológica e o movimento de transporte dos sedimentos (BAARTMAN et al., 2020). Nesse sentido, a geologia, geomorfologia e ecologia não podem ser completamente entendidas separadamente uma das outras, já que as interações entre a vegetação, sedimentos e a água que ocorrem em um canal fluvial geram influência na diversidade dos habitats, na dinâmica do fluxo e nas unidades geomórficas, tanto em ambientes úmidos quanto em ambientes semiáridos (CADOL; WINE, 2017).

Os três principais tipos de conectividade na Geologia e Geomorfologia são classificadas como: Conectividade da Paisagem – mencionada no tópico anterior – que se refere ao acoplamento entre as formas de relevo com a drenagem da bacia, como os processos de encosta e canal; Conectividade Hidrológica, que se refere à passagem de água de um compartimento da paisagem para outro, ao qual se espera encontrar respostas para o escoamento superficial na bacia; e a Conectividade Sedimentológica, que é entendida como a transferência física de sedimentos e poluentes inclusos através da rede de drenagem, o que pode variar

consideravelmente em relação a alguns fatores, como o tamanho das partículas (BRACKEN; CROKE, 2007; WOHL et al., 2019).

A conectividade hidrológica pode ser resumida como a capacidade da água de mediar o transporte de matéria, energia e organismos que estão inseridos entre os elementos do ciclo hidrológico. Dessa forma, o conceito de conectividade hidrológica é uma ferramenta útil para entender as variações espaciais no escoamento superficial e subsuperficial (PRINGLE, 2003; BRACKEN et al., 2013; POEPPL; KEESSTRA; MAROULIS, 2017).

Wohl (2017) destaca que numerosos trabalhos de conectividade vêm sendo publicados desde 2000, e então o termo passou de um contexto ecológico e biológico – como por exemplo, os fluxos de genes entre subpopulações de uma meta-população – para o contexto hidrológico. Assim, a conectividade hidrológica passa a ser compreendida como a troca de matéria, energia e biota entre diferentes elementos de uma paisagem ribeirinha via meio aquoso (AMOROS; ROUX, 1988; WOHL, 2017).

Outra descrição para conectividade hidrológica é dada por Bracken et al. (2013), também citados por Wohl (2017), ao qual sugere que a conectividade hidrológica ocorre em sistema de fluxo de superfície, entre a zona ripária e a zona de montanha, que acontece quando o lençol freático na interface da zona ripária de montanha está acima da camada confinante. Desse modo, a conectividade hidrológica pode ser definida em cinco camadas, como a conectividade na encosta, na zona hiporreica, nos fluxos de água subterrânea, na planície de inundação e de maneira longitudinal dentro dos canais (COVINO, 2017; WOHL, 2017).

A conectividade hidrológica é uma abordagem útil para compreender a redistribuição de água e problemas escalonados associados com o escoamento superficial e a produção de sedimentos, desde distúrbios naturais ou de origem antrópica, que alteram a disponibilidade de água na superfície e os caminhos de transporte de sedimentos, aumentando e/ou diminuindo a conectividade. Esse entendimento se estende para os limiares de comportamento que levam à degradação e desertificação, principalmente em áreas úmidas (*wetlands*) semiáridas, onde a redução do volume de água pode promover a invasão da vegetação que altera as condições de drenagem e conectividade, conseqüentemente reforçando a redistribuição do fluxo para outras áreas inundáveis (SACO et al., 2020). São fatos como esse que ressaltam a importância da conectividade hidrológica para a conservação e evolução de áreas úmidas.

Inerente à dinâmica da conectividade hidrológica, o conceito de conectividade de sedimentos oferece uma estrutura para o entendimento dos processos que envolvem a erosão e transferência de sedimentos em múltiplas escalas, de uma fonte para um ambiente deposicional

em uma bacia hidrográfica, usando o sistema fluvial como exemplo. Esses movimentos ocorrem nas encostas, entre as encostas e os canais, e dentro dos canais. Desse modo, a transferência física de sedimentos das fontes através da bacia hidrográfica é controlada pela forma em que os compartimentos da paisagem estão interligados (BRACKEN et al., 2015; ZANANDREA et al., 2021).

Logo, Bracken et al., (2015) definem o conceito de conectividade sedimentológica da seguinte forma:

Conectividade de sedimentos é a transferência conectada de sedimentos de uma fonte para um ambiente deposicional em um sistema via descolamento de sedimentos e transporte de sedimentos, controlado pela forma como o sedimento se move entre todas as zonas geomórficas em uma paisagem (BRACKEN et al., 2015, p. 177, traduzido pelo autor).

Nessa perspectiva, os autores apresentam uma estrutura de conectividade de sedimentos para mostrar a relação entre o descolamento de sedimento e transporte, no intuito de mediar a compreensão do comportamento de um sistema geomórfico, o qual três elementos são fundamentais para tal estrutura: a magnitude-frequência da distribuição de sedimentos desfragmentados, transporte e processos de deposição; o sequenciamento temporal e espacial entre o descolamento de sedimento e processos de transporte; e os mecanismos de descolamento e transporte de sedimento (BRACKEN et al., 2015).

Os processos hidrossedimentológicos (os quais envolvem a água e os sedimentos) são objetos de estudo para o entendimento da conectividade, porém, nos ambientes tropicais e subtropicais a transferência de água e sedimentos depende principalmente da água gerada pelas precipitações ao longo do ano, causando o deslocamento dos materiais em diferentes variáveis espaço-temporais de acordo com a magnitude do evento ocorrido (ZANANDREA et al., 2021).

A variabilidade da conectividade e da dinâmica hidrológica pode ser fortemente afetada pela distribuição espacial e temporal de variáveis climáticas, como as contínuas expansões e contrações da profundidade e largura dos riachos em resposta ao forçamento hidroclimático variante no tempo (como a chuva, por exemplo) que podem criar desconexões físicas entre segmentos dos rios (GARBIN et al., 2019). Tal variabilidade na conectividade hidrológica resulta da expansão lateral, vertical, longitudinal e contrações da rede fluvial e conexões transitórias entre outros componentes da bacia hidrográfica (sedimentos, vegetação, etc.), a exemplo das conexões efêmeras e episódicas, comuns em ambientes secos. Essa variabilidade envolve fatores como frequência, duração, magnitude, tempo e mudanças das conexões entre componentes do sistema (LEIBOWITZ et al., 2018).

Diante da relação intrínseca que envolve os processos hidrológicos e sedimentológicos em uma rede fluvial, o conceito de Hidrossedimentologia tem sido usado com frequência em variadas pesquisas recentemente que analisam a dinâmica hidrológica e sedimentológica em bacias hidrográficas no Brasil, tanto em áreas úmidas quanto em áreas secas (SOUZA; MARÇAL, 2015; SILVA; SOUZA, 2017; ZANIN; BONUMA; CORSEUIL, 2018; SILVA, 2019; ZANANDREA et al., 2021). No entanto, os trabalhos publicados que definem especificamente o conceito de Hidrossedimentologia e também o conceito de Conectividade Hidrossedimentológica são escassos ou pouco definidos até o momento (ZANANDREA; KOBIYAMA; MICHEL, 2017).

Embora a conectividade seja compreendida por algumas categorias (conectividade hidrológica, conectividade sedimentológica, conectividade hidrossedimentológica, etc.) e subcategorias (conectividade lateral, conectividade vertical e conectividade longitudinal) sob a ótica de diferentes disciplinas (ecologia, hidrologia e geomorfologia), diferentes ideias de conectividade têm sido geradas. No entanto, a conectividade tem sido frequentemente distinguida entre conectividade estrutural e conectividade funcional, onde a estrutural descreve os padrões espaciais da paisagem enquanto a funcional se refere às interações entre esses padrões e os processos em uma bacia de captação, como a transferência de água e sedimento pela rede de drenagem (BRACKEN; WAINWRIGHT, 2006; BRACKEN; CROKE, 2007; HECKMANN et al., 2018; SCHOPPER et al., 2019; ZANANDREA et al., 2021). As respostas e dinâmicas inerentes à conectividade estrutural e funcional de processos da paisagem operam em uma gama de escalas espaciais e temporais, os quais exigem abordagens interdisciplinares para definição e análise do tema (WAINWRIGHT et al., 2011).

A transferência de sedimento pelos sistemas fluviais é cada vez mais compreendida em termos de conexões de uma bacia de drenagem, através das encostas, planícies, pântanos e canais. Dessa forma, a conectividade de sedimentos é governada pelo arranjo espacial das fontes de sedimento, as vias de transferências e os sítios de deposição (componentes estruturais) assim como as interações entre os compartimentos da paisagem e a relação de frequência-magnitude que regem a eficácia relativa dos processos geomórficos (componentes funcionais) (BRACKEN; CROKE, 2007; BRACKEN et al., 2015; POEPPL et al., 2020).

Nesse sentido, tanto em relação aos elementos componentes estruturais quanto funcionais, a conectividade de sedimentos se constitui como modelo conceitual relevante para avaliar o comportamento ao longo tempo de estocagem de sedimentos antropogênicos, o que pode variar de acordo com algumas características, como disponibilidade de sedimentos,

tamanho dos grãos e o fluxo de competência, tendendo a realçar os aspectos espaciais do transporte de sedimentos. Um sistema pode ser bem conectado para sedimentos em suspensão, podendo ser transportado por longas distâncias ao longo das planícies de inundação, porém, esse sistema pode ser pobremente conectado ou desconectado para materiais grosseiros que residem por longos períodos em um determinado lugar (HOOKE, 2003; FRYIRS et al., 2007; JAMES, 2018).

O aumento dos múltiplos estresses antropogênicos, incluindo os diferentes tipos de impactos humanos diretos e indiretos, alteram as taxas de água e fluxo de sedimentos na bacia hidrográfica, gerando influência sob a sua sensibilidade geomórfica para distúrbios. Desse modo, a (des)conectividade de sedimentos pode gerar informações para os planos de gestão de bacias hidrográficas, pois independente de qual estágio de ajuste um rio se encontre, todos os rios demonstram uma gama de estados alterados com uma marca variável de legado (ou efeito de “memória”), que continuarão a moldar o regime do rio em um cenário futuro. Um desses efeitos legados é justamente a perturbação antropogênica sob o fluxo de sedimentos em escala de captação (POEPPL et al., 2020).

Assim como a conectividade da paisagem e a conectividade hidrológica, as ligações laterais, longitudinais ou verticais estabelecem influência sob a dinâmica da conectividade sedimentológica. Uma quarta dimensão de conectividade frequentemente mencionada entre pesquisadores é o tempo. Nessa perspectiva, o conceito de “*Effective Timescales*” se configura como uma importante noção no contexto da conectividade geomórfica, pois expressa os padrões de frequência-magnitude de processos geomórficos em sistema de captação. Esta quarta dimensão infere impactos significativos sob a conectividade, pois quanto maior for a magnitude do evento, mais intensa e mais alta será a capacidade de transporte, resultando em uma conectividade mais forte (BOULTON et al., 2017; SCHOPPER et al., 2019).

A conectividade vertical em bacias hidrográficas pode ser entendida como a capacidade de extensão das ligações entre a superfície e subsuperfície (água subterrânea), que pode influenciar nos processos dinâmicos dos sedimentos, principalmente em regiões onde esses dois compartimentos são intimamente conectados, a exemplo das planícies aluviais (DUVERT et al., 2011). As ligações verticais estão relacionadas com a transferência de água e sedimentos entre a superfície, subsuperfície e sítios subterrâneos, que podem ser controlados – entre outros fatores – pela textura do material do leito e pelas características de transporte do canal, envolvendo elementos como as características do solo/regolito, assim como sua estrutura, manejo e cobertura vegetal, que controlam a hidrologia da encosta e as relações entre a

infiltração, o fluxo superficial, fluxo subterrâneo e a água subterrânea (FRYIRS, 2013; ALMEIDA; CORREA, 2020).

De acordo com Fryirs et al. (2007), as formas naturais de desconectividade da paisagem em ligações verticais são chamadas de *Blankets*¹, que são formas que cobrem e sufocam outras feições do relevo, incluindo a formação dos lençóis de sedimento em planícies de inundação, a acumulação de materiais de grãos finos que preenchem os interstícios de cascalho e o encouraçamento do leito (*bed armour*), que atua como um “cobertor” de sedimentos imóveis na calha fluvial que inibe o retrabalhamento de grãos potencialmente transportáveis de subsuperfície (COTA; MAGALHÃES JÚNIOR; BARROS, 2018). Os *blankets* geralmente são encontrados ao longo de rios aluviais, onde os processos fluviais e geoquímicos alteram a dinâmica e estrutura sedimentológica vertical.

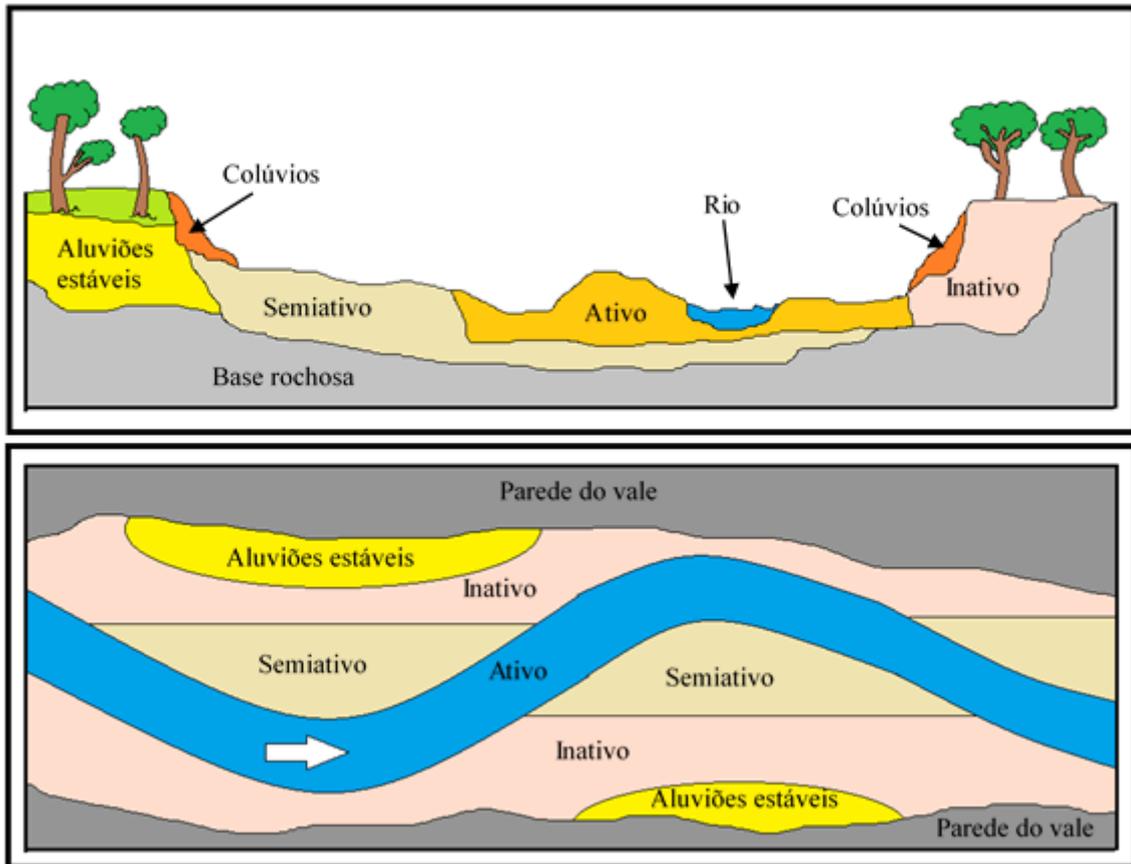
A adição ou remoção de sedimentos antropogênicos nos canais fluviais podem afetar as ligações verticais, como por exemplo, com a ocorrência do assoreamento do leito do rio, causada pela adição de sedimentos aos canais do rio e levando à redução da conectividade vertical. Já a remoção de sedimentos de um rio com leito cascalhoso pode ocasionar aumento local da conectividade vertical devido à retirada de possíveis lâminas sedimentares (POEPPL; KEESSTRA; MAROULIS, 2017).

A conectividade lateral descreve a relação entre o canal e a paisagem, logo, os trabalhos voltados em analisar a conectividade lateral geralmente usam a encosta como o principal fator determinante entre áreas conectadas e desconectadas (SCHOPPER et al., 2019), já que isso ocorre entre os processos de encosta-canal ou canal-planície. Desse modo, os depósitos de uma grande planície podem ser tipificados em quatro categorias (Figura 1) de acordo com sua conectividade lateral ou disponibilidade – ativo, semiativo, inativo e estável – conforme a

¹ Segundo Duarte e Marçal (2017), esse termo pode ser chamado em português por zonas de coberturas.

localização dos sedimentos, a cobertura vegetal, o fluxo de regime hidrológico, a migração lateral do canal, a textura, entre outros elementos (MADEJ, 1989; JAMES, 2018).

Figura 1. Tipos de estocagem de sedimentos fluviais baseados na disponibilidade ou conectividade lateral.



Fonte: Adaptado de Madej (1989) apud James (2018).

As ligações laterais podem ser interrompidas de diferentes formas, como o aterro no canal ou diques, que podem interromper ligações laterais locais, pois evitam que os sedimentos cheguem à rede de canais. As diferentes atividades humanas que alteram o uso da terra também geram influência na conectividade lateral, a exemplo de estradas, urbanização e o desmatamento, que potencializa o escoamento superficial, podendo levar a novos caminhos de fluxo superficial, como riachos e ravinas, e por conseguinte aumentando a conectividade lateral. A redução da conectividade lateral pode ocorrer com o florestamento e com técnicas

conservacionistas do solo voltadas para a agricultura, a exemplo de aragem em contorno (POEPPL; KEESSTRA; MAROULIS, 2017).

No entanto, os desconectores naturais das ligações laterais podem ser chamados de *buffers*², estes que também podem interromper ligações longitudinais. As formas de *buffers* podem incluir terraços, leques aluviais, vales preenchidos, planícies de inundação contínuas, zonas de pedimento, preenchimento de tributários aprisionados, entre outras formas. Terraços ou planícies de inundação elevadas podem bloquear confluências tributárias, desconectando o material fornecido de canais de ordem inferior diretamente para o canal principal. Apesar de que essa obstrução do transporte fluvial possa ser chamada de *barries*, nesse contexto é denominada de *buffers*, pois o tempo de residência dos sítios de deposição desses sedimentos atua na ordem de centenas para milhares de anos, e também são considerados formas externas à rede de canal (FRYIRS et al., 2007).

Já a conectividade longitudinal se refere ao fluxo de água, energia, matéria e biota a jusante, ou seja, se refere à rede de canais, assim como suas relações de fluxo de trechos em área de maior altitude para trechos com área de menor altitude (da montante para a jusante), de afluentes com o canal principal, ao qual integra o processo da capacidade dos rios de transportar ou acumular os sedimentos de diferentes frações granulométricas ao longo do percurso (FRYIRS, 2013; JAMES, 2018; ALMEIDA; CORREA, 2020; ZANANDREA et al., 2020; NAJAFI et al., 2021).

As ligações longitudinais podem ser afetadas por diferentes tipos de impactos, sejam humanos ou naturais. As barragens representam umas das características mais predominantes que interrompem a conectividade longitudinal, pois impedem a transferência do fluxo de água e sedimentos. Logo, o grau e desconexão longitudinal pode ser determinado pela eficiência do elemento que esteja impedindo ou dificultando esse tipo de ligação. Assim, quando há remoção dos elementos que causam desconexão – como a remoção de barragens e remoção de detritos lenhosos dos canais – a conectividade longitudinal e o fluxo de sedimentos aumentam. Além disso, se houver a retificação e aumento do gradiente do canal ou presença de leito entre margens bem definidas e protegidas, a rugosidade hidráulica é reduzida e a conectividade longitudinal é aumentada no local (POEPPL; KEESSTRA; MAROULIS, 2017).

Geralmente, as formas naturais que mais interrompem as ligações longitudinais são os *barries*³, através do seu efeito sobre o nível de base ou perfil do leito de um canal. Essas formas

² De acordo com Duarte e Marçal (2017), esse termo em português pode ser traduzido para zonas tampão.

³ Já o termo *barries* é denominado em português por barreiras, conforme o trabalho de Duarte e Marçal (2017).

geralmente são representadas por: degraus de leito rochoso de topografia irregular; contração do vale; detritos lenhosos; *sediment slug*, que são formas alongadas e divididas com características sedimentares de areia e cascalho, sobretudo, em de canais que geralmente apresentam fluxos com capacidade de retrabalhar e arrastar materiais de variados tamanhos no leito; entre outras formas. Um exemplo de como a conectividade longitudinal é obstruída por *barries* acontece quando os degraus de leito rochoso e os detritos lenhosos podem reduzir a declividade no canal, introduzindo um controle do nível de base local e influenciando também na retenção de sedimentos a montante de tal obstrução (FRYIRS et al., 2007).

3.2. Dinâmica de Transporte de sedimentos em ambientes semiáridos

O regime hidrológico de um rio desempenha um importante papel na composição, estrutura e função de ecossistemas aquáticos e ripários. Desse modo, a análise do sistema hidrológico é particularmente relevante para rios não permanentes, pois ocorre variação de escala espacial e temporal, dependendo dos padrões de precipitação, sendo severamente alterado por inundações repentinas (DE GIROLAMO et al., 2011). Apesar de que os estudos focados na hidrologia de regiões semiáridas tem se intensificado nas últimas décadas, há poucas séries de dados hidrológicos referente à precipitação efetiva de nascentes, erosão, transporte de sedimento e comportamento de eventos extremos em regiões secas com presença de rios efêmeros e intermitentes (DE ANDRADE et al., 2020).

Os ambientes secos possuem uma peculiar relação magnitude/frequência dos eventos de chuva/escoamento, se diferenciando dos ambientes úmidos pelo padrão de saturação do solo, tornando o escoamento superficial um elemento controlador da recarga hidrológica dos canais e dos processos erosivos das encostas (SOUZA; CORRÊA, 2019). Nessa perspectiva, a precipitação é o principal fator dinâmico que afeta as respostas hidrológicas em bacias hidrográficas, seja devido aos padrões pluviométricos, profundidade da precipitação ou pela intensidade da precipitação (DE ANDRADE et al., 2020). Em regiões secas, essa dinâmica hidrológica é controlada pela irregularidade da ocorrência de eventos chuvosos capazes de ultrapassar o limiar de infiltração e gerar escoamento superficial, fluxo nos canais e alagamento das planícies (BRACKEN; WAINWRIGHT, 2008).

Os ambientes secos são caracterizados pela extrema variabilidade de fluxo com longos períodos de pouco ou nenhum fluxo, intercalado com eventos ocasionais de grandes cheias. A precipitação ocorre de forma altamente variável em Terras Secas, tanto espacialmente quanto temporalmente, produzindo muitos eventos de fluxo de curta duração, o que pode causar

sucessivos processos de agradação do vale quando pequenas inundações depositam sedimentos. Já em maiores inundações, pode ocorrer os processos de incisão e degradação no vale (BRACKEN; WAINWRIGHT, 2008; MICHAELIDES; MARTIN, 2012; HUANG et al., 2016; BASTIN et al., 2017; MILAN et al., 2018).

No semiárido brasileiro, essa variabilidade anual e espacial da precipitação é marcante, podendo gerar erosão nas vertentes das bacias hidrográficas e refletir na variação temporal e espacial da produção de sedimentos, a qual depende do escoamento derivado da precipitação (SILVA JR et al., 2011; DATRY; LARNED; TOCKNER, 2014). Além da alta variabilidade da precipitação e os extensos períodos secos com chuvas intensas ocasionais, os processos hidrológicos em ambientes secos normalmente também são marcados por apresentar infiltração em profundidades rasas, além de umidade do solo baixa ou muito baixa (TOOTH, 2000; THORNES, 2009; HOOKE, 2019).

Essa característica de fluxo altamente variável de rios de ambientes secos é uma peça-chave para a compreensão do desenvolvimento da morfologia dos canais, assim como também a importância da manutenção de habitats ripários. Dependendo das condições fisiográficas de uma bacia hidrográfica, a variabilidade do fluxo associado com a vegetação ripária se interage com o suprimento limitado de sedimentos e morfologias de leito rochoso, para gerar morfologias e dinâmicas peculiares de rios de Terras Secas, os quais diferem dos rios totalmente aluviais de regiões temperadas úmidas (MILAN et al., 2018).

Nessa perspectiva, a eficácia de um evento pode refletir as mudanças morfológicas causadas pelos processos de erosão e deposição, assim como o transporte de sedimentos que ocorre durante um evento de cheia. Por conseguinte, a forma dos canais de bacias hidrográficas de ambientes secos tende a representar os efeitos causados pelo último grande evento de alta magnitude e inundação, pois o período de recuperação é relativamente longo – aproximadamente 100 anos – comparado às escalas de tempo de estado estacionário normalmente ocorridos em sistemas geomórficos para eventos menores (BRACKEN; WAINWRIGHT, 2008).

Desse modo, na ocorrência de eventos de alta eficácia, as inundações repentinas de alta energia carregadas de sedimentos em rios de alta declividade contrastam drasticamente com o baixo fluxo de carga de sedimentos situado em terrenos mais rebaixados. Essas inundações podem ser muito perigosas e prejudiciais, as quais decorrem do fluxo de água, além da dinâmica e movimento dos sedimentos (POWELL, 2009; HOOKE, 2019).

Referente à relação entre a cobertura vegetal, morfologia e os processos fluviais, as características de canais de Terras Secas geralmente representam um grau de complexidade e irregularidade na morfologia ligada às mudanças abruptas nos padrões de vegetação ripárias ao longo do curso. Embora essas áreas sejam caracterizadas pelo déficit hídrico com vegetação geralmente limitada pela disponibilidade de água, a vegetação pode sofrer variações dentro dos canais, podendo ser densas em algumas zonas (SANDERCOCK; HOOKE; MANT, 2007; MILAN et al., 2018).

Nesse sentido, Morgan et al. (2020) destacam a importância da compreensão dos rios associados à vegetação ribeirinha em regiões áridas, onde o fluxo superficial intermitente de rios efêmeros cria um habitat particular para as plantas e vida selvagem em ecossistemas com limitação e baixa disponibilidade hídrica. Logo, os rios efêmeros são elementos fundamentais de ecossistemas secos, podendo fornecer águas subterrâneas rasas e fluxo de superfície ocasional, mas comparado aos sistemas perenizados, a estrutura de florestas ripárias e suas interações com o regime hidrológico são pobremente conhecidas.

Tal variedade de formas de rios de ambientes secos e a ausência de um conjunto de características definidas de rios de Terras Secas têm gerado dificuldades para generalizar esses rios, assim como também tem levantado questões sobre a necessidade para se considerar sistemas de rios de Terras Secas separadamente dos que estão situados em outras zonas climáticas (POWELL, 2009). Apesar desses impasses, segundo Hooke (2019, p.1, tradução nossa), “O fluxo em canais fluviais de Terras Secas geralmente é efêmero e os impactos são altamente episódicos”. Sendo assim, em ambientes secos como o semiárido brasileiro, a predominância é de rios efêmeros e intermitentes, havendo fluxo de água nos canais somente durante ou após o período chuvoso (SOUZA; CORRÊA, 2019). Contudo, a frequência de períodos sem fluxo, por exemplo, tem sido usado como um elemento chave para distinguir e classificar rios efêmeros e intermitentes, principalmente em grandes áreas sob condições climáticas áridas e/ou semiáridas (SAUQUET et al., 2021).

Os rios intermitentes são rios que periodicamente tem o fluxo cessado de forma natural, os quais podem ser encontrados em todos os continentes e são tão comuns quanto os rios perenes. Nessa perspectiva, os rios intermitentes podem ser definidos como todos os riachos e rios temporários, sazonais e episódicos em canais definidos (DATRY; LARNED; TOCKNER, 2014; HINRICH KAPLAN et al., 2019), que podem ser abastecidos pelo fluxo de base e/ou por fluxos provenientes da superfície. Logo, os rios intermitentes possuem fluxo contínuo apenas em determinadas épocas do ano, por exemplo, quando recebe águas oriundas de nascentes,

fontes de água subterrânea (lençol freático) ou de fontes de superfície (sazonal derretimento de geleiras, etc.). Além disso, em momentos de baixo fluxo pode haver segmentos secos em alternância com segmentos de fluxo (LEVICK et al., 2008; GOODRICH et al., 2018).

Diferentes dos rios intermitentes e perenes, que podem ocorrer em áreas onde os fluxos são decorrentes de chuvas sazonais ou neve derretida, em áreas de retorno de águas subterrâneas ou em rios que nascem fora das regiões de terras secas, os rios efêmeros normalmente permanecem secos com transportes ocasionais de água e sedimentos, com fluxos gerados apenas a partir do escoamento superficial (TOOTH, 2000; MAGAND et al., 2020). Os rios de fluxo efêmero correspondem a um riacho ou parte de um riacho que flui brevemente em resposta direta à precipitação em um determinado local ou em áreas adjacentes, cujo canal fica sempre situado acima do reservatório de águas subterrâneas (LEVICK et al., 2008).

Normalmente o fluxo de rios efêmeros ocorrem em curtos períodos de dias ou horas, justamente em resposta direta aos eventos de grandes tempestades. Uma característica comum de rios efêmeros em ambientes semiáridos é a presença de um significativo volume de água armazenado no canal aluvial entre eventos de escoamento. Tal volume de evento de fluxo sofre influência da perda da transmissão para armazenamento de água subterrânea abaixo do leito do canal, isto é, em trechos aluviais, diferente dos trechos de leitos rochosos. Essa rápida infiltração e percolação dentro de aluviões não saturados durante eventos de fluxo garante a contínua disponibilidade de água, apesar da raridade dos eventos de fluxo (WEKESA et al., 2020). Por conseguinte, o básico para o entendimento da dinâmica de canais efêmeros é o conhecimento das condições para geração de fluxo e limites de chuva para escoamento e inundações (HOOKE, 2016).

Dependendo do regime do fluxo do rio, vegetação, solo, clima e outros fatores de uma determinada região, os processos erosivos podem ocorrer em intensidades diversas. Um mecanismo muito importante para o transporte de sedimentos em Terras Secas é a erosão por fluxo superficial entre os sulcos, sobretudo em encostas e nos demais ambientes onde a capacidade de infiltração do solo é menor do que as taxas de precipitação. Desse modo, a superfície desprotegida pela vegetação e presença de solos rasos e não consolidados são características comuns de ambientes áridos e semiáridos onde ocorrem algumas das maiores taxas de erosão do mundo (MICHAELIDES; MARTIN, 2012). A erosão e remobilização de grandes volumes de sedimentos proveniente das encostas das montanhas são favorecidas, sobretudo, pelos eventos com picos de descarga de curta duração e alta magnitude (BRACKEN;

WAINWRIGHT, 2008; SILVA JR et al., 2011; HENARES; DONSELAAR; CARACCILO, 2020).

Com a alta eficácia erosiva das gotas de chuva, conseqüentemente o escoamento superficial também apresenta tendência para valores altos, uma vez que as chuvas de alta intensidade e baixas perdas de interceptação ocorrem frequentemente em combinação com grandes áreas de afloramento rochoso e baixa capacidade de infiltração do solo. Em Terras Secas, os fatores como a proteção limitada da vegetação contra a erosão, os altos índices de escoamento e a dominância do fluxo superficial hortoniano indicam que os sedimentos costumam ser arrastados com facilidade (TOOTH, 2000). No entanto, pouco se sabe sobre o transporte de solutos em rios de Terras Secas, pois a escassez de informações sobre a química da água reflete a importância limitada da solução para processos denudacionais desses ambientes, além do fato de que o transporte de soluto causa pouco efeito na forma e na estabilidade do canal (POWELL, 2009). Além disso, a transferência de solutos para o escoamento superficial do solo é altamente influenciada pelas características da chuva, porém, a influência dos padrões de chuvas sobre a erosão – gerada por escoamento – e na perda de nutrientes tem sido raramente investigada (TAO; WU; WANG, 2017).

Nesse sentido, o transporte de sedimentos é caracterizado por carga de leito e por sedimentos de carga suspensa hiper concentrada em escoamentos rápidos e não confinados, a exemplo das inundações repentinas, do fluxo terrestre hortoniano – processo dominante de escoamento em Terras Secas, quando o coeficiente do escoamento superficial supera a capacidade do solo de absorver a água da chuva – e dos canais entrelaçados instáveis de leito cascalhoso que permeiam livremente sobre a superfície dos leques aluviais (HENARES; DONSELAAR; CARACCILO, 2020).

A redução da capacidade de transporte em rios secos normalmente ocorre nas áreas de baixo gradiente, que são sistemas terminais caracterizados pela baixa profundidade de incisão vertical nos canais e maior acumulação de água e sedimentos. Nessas configurações de baixo relevo, a formação de diferentes unidades geomórficas pode ser impulsionada por variações sutis no gradiente local, gerando influência sobre a energia do fluxo e os padrões de erosão e deposição (JAEGER et al., 2017; LI et al., 2020).

3.3. Conectividade hidrossedimentológica em ambientes secos

O papel dos níveis fluviométricos tem sido extremamente importante para o desencadeamento dos processos hidrossedimentológicos e alterações físicas e químicas em canais, lagoas e planícies, em variados graus de conectividade. Além disso, a conectividade é altamente influenciada pela sazonalidade climática (ROCHA, 2004). Em sistemas úmidos, geralmente a rede de drenagem é alimentada por fluxos subterrâneos, mas por outro lado, a saturação do solo pode ocorrer e conseqüentemente gerar escoamento superficial, alterando a dinâmica da conectividade (KEESSTRA et al., 2018).

Em relação aos sistemas secos situados fora da zona tropical, a China se destaca como o país que possui uma das maiores áreas de terras secas do mundo, com aproximadamente 6.6 milhões km², que suporta vários ecossistemas e 12 principais desertos. Essas terras secas são marcadas por apresentar precipitação anual baixa e altamente variável, além de alto potencial de evapotranspiração, solos de textura grosseira, pobre em nutrientes e vegetação esparsa com baixa produtividade anual (LI et al., 2021).

Além disso, três diferentes sistemas climáticos – monção do Leste Asiático, monção do Oceano Índico e os ventos de Oeste do Hemisfério Norte – inferem impacto no clima de terras secas na China, sobretudo, no Norte do país. Apesar das condições severas nas terras secas da China terem como principal responsável a aridez, algumas frentes frias produzem baixas temperaturas, causando fortes nevascas, configurando um fator importante (YANG et al., 2011).

O derretimento de gelo – assim como as chuvas – pode gerar escoamento e fluxo nos rios e afluentes (a exemplo dos rios Heihe, Shule, Shiyang, entre outros), principalmente em regiões áridas ou semiáridas do Noroeste da China, (LI et al., 2012; ZHANG et al., 2015), conforme ocorre na bacia do rio Heihe, onde as águas de degelo de neve e das geleiras são transportadas de altas montanhas para as planícies através de canais fluviais, superfícies de encostas e aquíferos do suprapermafrost, potencializando a conectividade hidrossedimentológica em diferentes escalas e dimensões na paisagem (MA et al., 2017). Nessa perspectiva, a água sazonal de degelo das áreas montanhosas é fundamental para o abastecimento de água em regiões áridas, e não apenas no Noroeste da China, a exemplo do que ocorre em trechos dos rios Indo (*Indus*), Amu Dária (*Amu Darya*), Diala (*Diyala*), entre outros (BAI et al., 2018; MOLDEN et al., 2022; SAEED; AL-KHAFAJI; AL-FARAJ, 2022).

Já nos sistemas secos situados em zonas tropicais – ou até mesmo em sistemas secos subtropicais que não são abastecidos pela água sazonal de degelo – é comum que resultados gerados por índices de conectividade e modelagem hidrológica apresentem não-linearidade dos processos na bacia hidrográfica analisada, sobretudo, em relação à dinâmica dos sedimentos e o escoamento, devido a alternância de distribuição espacial entre as áreas produtoras e receptoras, e também nos demais ambientes de acumulação de água e sedimentos (LESSCHEN; SCHOORL; CAMMERAAT, 2009; LOPES; PINHEIRO, 2013). Por outro lado, em ambientes tropicais úmidos, os rios geralmente respondem a uma boa conectividade longitudinal e a uma distribuição linear dos processos, a depender do grau de influência de determinadas intervenções humanas, como por exemplo, os barramentos (SOUZA; MARÇAL, 2015; DUARTE; MARÇAL, 2017).

De forma geral, os sistemas áridos e semiáridos apresentam uma tendência para existência de cobertura vegetal irregular, com os padrões espaciais intrinsecamente vinculados à redistribuição das águas superficiais. A redistribuição do escoamento de áreas fontes para manchas vegetadas ou os sítios de deposição tem sido um aspecto chave para a preservação e manutenção de uma funcionalidade saudável em terras secas. Essa distribuição de recursos pode ser determinada pela conectividade hidrológica e/ou sedimentológica de paisagens áridas ou semiáridas (SACO et al., 2020).

A microtopografia e a vegetação são os fatores que influenciam na conectividade em escala de captação, dado um determinado evento chuvoso. A vegetação em sistemas semiáridos é caracterizada por padrões heterogêneos de solo exposto e manchas vegetadas, que alteram o fluxo superficial, tornando-o descontínuo devido ao processo irregular de infiltração. Em escala de encostas, a estrutura espacial desses padrões de vegetação pode determinar a conectividade hidrológica nas encostas (LESSCHEN; SCHOORL; CAMMERAAT, 2009).

Sobre a influência da vegetação na conectividade de sedimentos, Sandercock, Hooke e Mant (2007) afirmam que:

A vegetação, através de suas propriedades de resistência e influência sobre o fluxo e sedimentação, é reconhecida pelo seu potencial de reduzir a conectividade da transferência de sedimentos para a rede de canais e, portanto, mitigar problemas de desertificação e degradação da terra (SANDERCOCK; HOOKE; MANT, 2007, p. 108, traduzido pelo autor).

Além da importância de se considerar a influência da vegetação e as respostas hidrológicas geradas sobre a conectividade em ambientes susceptíveis à desertificação, é

observado que, geralmente, a ocorrência de rios efêmeros e intermitentes é mais comum em bacias hidrográficas com baixo escoamento anual e alta sazonalidade de excedente hídrico, assim como também é influenciado pelas características geológicas e edáficas da bacia. Desse modo, a permeabilidade do solo e as formações geológicas têm sido importantes determinantes de caminhos de fluxo hidrológico e para a conectividade, pois enquanto que as áreas de solos permeáveis podem promover fluxos subterrâneos, as áreas de solos impermeáveis com baixa infiltração são mais propícias ao escoamento superficial (LEIBOWITZ et al., 2018).

Nessa perspectiva, o conhecimento da interação dos processos físicos, químicos e biológicos são fundamentais para a compreensão da dinâmica de rios efêmeros e intermitentes, onde a cessação do fluxo de superfície interrompe a conectividade hidrológica em uma ou mais dimensões espaciais (vertical, lateral e/ou longitudinal), sobretudo, devido à intermitência em interação com a geomorfologia e o regime do fluxo (BOULTON et al., 2017).

Essa interação ocorre, por exemplo, quando o reabastecimento de canais efêmeros chega a afetar rotas de nutrientes e matéria orgânica que se acumulam durante os períodos secos, liberando grandes quantidades de matéria orgânica dissolvida. Nesse sentido, a taxa de expansão da rede hidrográfica pode influenciar na quantidade e qualidade do fluxo no riacho, e conseqüentemente, os processos de transporte de sedimentos e nutrientes em pequenas bacias, além de biodiversidade e ecossistema locais (PEREZ et al., 2020).

Outro exemplo de interação desses processos – dessa vez, em canais intermitentes – é o que envolve os sistemas de águas subterrâneas e superficiais, como o rio e o fluxo subterrâneo de aquíferos locais, pois quando ocorre o contato entre essas partes, o rio e o aquífero são considerados conectados hidráulicamente (TOLEDO et al., 2018).

Considerando algumas dessas variáveis – como a vegetação, permeabilidade do solo, formações geológicas, magnitude dos eventos, interação dos processos físicos, químicos e biológicos, etc. – percebe-se que em algumas das pesquisas que envolvem a conectividade de água e/ou sedimentos em bacias hidrográficas (LESSCHEN; SCHOORL; CAMMERAAT, 2009; SOUZA; MARÇAL, 2015; SOUZA; CORREA; BRIERLEY, 2016; DUARTE; MARÇAL, 2017; ZANANDREA et al., 2021), há uma tendência em que a conectividade se torna maior em áreas úmidas nos ambientes tropicais e subtropicais. Por outro lado, em ambientes de terras secas com baixa e/ou irregular ocorrência de pluviosidade, a variação de *inputs* de energia nos sistemas de ambientes secos gera elementos processuais diferenciados dos sistemas de ambientes úmidos (SOUZA; ALMEIDA, 2015), e devido a isso e outros fatores, a conectividade tende a ser mais baixa e mais complexa nesses ambientes.

Nessa perspectiva, é importante ressaltar a necessidade de analisar como os eventos extremos e a sazonalidade afetam a conectividade e as possíveis mudanças que podem ser provocadas, como por exemplo, o retrabalhamento de sedimentos estocados em feições permanentes da paisagem (BRIERLEY; FRYIRS; JAIN, 2006). A compreensão dos locais de fluxo e áreas de armazenamento de sedimentos e seus impactos sobre as taxas do fluxo e transmissão de sedimentos em paisagens amplamente desconectadas são essenciais para aplicações de gerenciamento de água em multiescala, justamente no sentido de melhorar os meios de subsistência em áreas rurais (SOUZA; CORREA; BRIERLEY, 2016).

3.4. Modelos de análise de conectividade

Nos últimos anos, houve um aumento do número de estudos desenvolvidos sob simulações numéricas de fluxos, e em seguida, comparadas as previsões desses modelos numéricos com as medições do mundo real, obtidas de estudos de campo ou dados de sensoriamento remoto. O uso de medidas qualitativas versus quantitativas, juntamente com os aspectos específicos da conectividade que são estimados, refletem os objetivos de estudos individuais ou aplicações de gerenciamento. Medidas diretamente limitadas podem restringir a capacidade de quantificar alguns estudos da conectividade (WOHL, 2017).

Para atender a esses propósitos e quantificar a conectividade de sedimentos, várias técnicas têm sido empregadas, incluindo índices, modelos e teoria dos grafos (*graph theory*), no entanto, a maioria das pesquisas sobre conectividade de sedimentos tem focado mais na conectividade estrutural e menos na conectividade funcional (NAJAFI et al., 2021). Nessa perspectiva, o principal objetivo dos modelos é quantificar a dinâmica complexa de redistribuição de água e sedimentos em uma bacia hidrográfica, enquanto que os índices normalmente são combinações de diversas variáveis conceitualmente conhecidas por controlar a intensidade de fluxo e a organização espacial em uma paisagem. Muitas vezes os índices são mais estáticos que os modelos, podendo ser aplicado amplamente e modificado por várias aplicações (HECKMANN et al., 2018; BAARTMAN et al., 2020). Em seguida, será abordado as características de algumas abordagens, modelos e índices de conectividade.

3.4.1. Modelagem matemática

A modelagem matemática tem sido usada há décadas para quantificar e prever o transporte e a erosão de sedimentos, como em cenários de mudança de uso da terra ou medidas de conservação. Os modelos numéricos são usados desde a década de 1960 para descrever os processos hidrológicos e transportes de sedimentos em bacias hidrográficas, incluindo a turbulência do fluxo nos canais fluviais (CHURUKSAEVA; STARCHENKO, 2015; (BAARTMAN et al., 2020).

Desde a formulação da Teoria Difusiva da Turbulência – que investigava os córregos fluviais para avaliar a precisão de medidas da velocidade média do fluxo (entre os anos da década de 1930 e 1960) – o aumento do poder computacional permitiu criar métodos e modelos matemáticos que são mais complexos e mais precisos, incluindo métodos para fluxos instáveis e fluxos em leitos deformáveis (CHURUKSAEVA; STARCHENKO, 2015). Apesar das ideias descritas sobre o mecanismo de formação de escoamento de rios, além de outros temas relacionados que foram trabalhados por muitos pesquisadores em meados do século XX, a modelagem matemática tomou forma em 1970, a qual era associada com o uso de computadores para processamento de grande quantidade de informação (MUKHARAMOVA; YERMOLAEV; VEDENEEVA, 2018).

Logo, a capacidade de fazer cálculos precisos do fluxo fluvial, transporte de sedimento, os processos de evolução morfológica associados e a qualidade da água se tornaram essenciais em um período em que a preocupação com os ambientes fluviais e a influência das intervenções humanas têm aumentado. Desse modo, o processo de transporte de sedimentos fluviais tem sido um assunto importante nos campos da engenharia de recursos hídricos, hidrologia, das ciências ambientais, geográficas e geológicas (CAO; CARLING, 2002). A análise do transporte de sedimentos fluviais tem sido frequentemente utilizada a partir da modelagem hidrológica, esta que procura representar parte de alguns processos do ciclo hidrológico, e por isso, a bacia hidrográfica é o objeto da maioria dos modelos hidrológicos (RENNÓ; SOARES, 2013; ALMEIDA; SERRA, 2017).

A modelagem hidrológica é utilizada como ferramenta para aprofundar o conhecimento nos fenômenos físicos envolvidos, além da simulação e previsão de cenários. Por sua vez, os modelos hidrológicos podem ser representados matematicamente, através do fluxo de água e seus constituintes sobre partes da superfície e subsuperfície terrestre, abarcando sistema de equações e procedimentos que integram variáveis e parâmetros comumente utilizados em

estudos ambientais, e, portanto, podendo auxiliar na compreensão dos impactos sobre o uso da terra e na previsão de alterações futuras na paisagem. Há diversos tipos de modelos (determinísticos, estocásticos, empíricos, conceituais, concentrados e distribuídos) e aplicações (análise de consistência e preenchimento de falhas; previsão de vazão; dimensionamento e previsão de cenários de planejamento) de modelagem hidrológica (ALMEIDA; SERRA, 2017).

Normalmente, todos os modelos espacialmente explícitos capazes de produzir mapas do fluxo terrestre e a redistribuição de sedimentos podem ser usados para inferir conectividade, sejam eles modelos baseados nos processos de erosão, modelos hidrológicos ou modelos de evolução da paisagem (BAARTMAN et al., 2020). Nessa perspectiva, não existe um único “melhor modelo”, devido à natureza das previsões ambientais, havendo então muitas soluções plausíveis a depender da finalidade e complexidade necessária, além de uma grande variedade de modelos hidrológicos diferentes, onde normalmente a seleção do modelo tende a ser mais uma função de familiaridade do que adequação (OGDEN, 2021).

Um dos modelos matemáticos mais utilizados para estimar a produção de sedimentos e volume do escoamento superficial, por exemplo, é o modelo hidrossedimentológico SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), desenvolvido pelo ARS – USDA (*Agricultural Research Service of the United States*), com o objetivo de prever os impactos e mudanças no uso e manejo do solo atual e futuro, por meio de análise da distribuição espaço-temporal, simulação de cenários na produção de água, sedimentos e nutrientes em bacias hidrográficas, além de dados de precipitação, temperatura, umidade, solos, uso da terra, modelo digital de elevação, entre outros elementos (DANTAS et al., 2015; DA SILVA et al., 2018; MARTINS et al., 2020; LIMA; NUNES; CHECCHIA, 2021).

Além do SWAT, vários outros modelos podem ser usados em objetivos distintos para análise da conectividade hidrossedimentológica em bacias hidrográficas, como por exemplo: o modelo hidrológico conceitual baseado em grade regular (TOPMODEL) (BEVEN; FREER, 2001; REID et al., 2007); o modelo hidrodinâmico unidimensional (MIKE 11), para simular a variação de profundidade da água e descarga ao longo dos rios e planícies (KARIM et al., 2014); o modelo para simular o fluxo terrestre hortoniano e de saturação (TAPES-C), como também a dinâmica espaço-temporal das respostas das águas subterrâneas rasas (SIDLE, 2021); modelos especializados para erosão do solo e/ou geração de escoamento (USLE, RUSLE, SCN-CN) (BORSELLI; CASSI; TORRI, 2008); além do sistema de modelagem de escoamento de precipitação (*PRMS – Precipitation Runoff Modeling System*) e capacidade de

infiltração variável (*VIC – Variable Infiltration Capacity*), entre vários outros (BENNETT et al., 2019).

Assim como os modelos hidrológicos/hidrossedimentológicos, diversas fórmulas foram propostas no intuito de quantificar a conectividade de sedimentos, visando condicionar a transferência de sedimentos na bacia hidrográfica a partir de parâmetros geomorfológicos. Nesse sentido, os índices contribuem para o desenvolvimento do entendimento do tema, pois existem uma série de variáveis que podem ser integradas aos índices de conectividade hidrossedimentológica, que são: hidrológicas (precipitação, erosividade, taxa de infiltração, umidade do solo, entre outras); geomorfológicas (declividade, comprimento do percurso, rugosidade, cobertura do solo, topografia e área de drenagem); e sedimentológicas (erodibilidade, granulometria e coesão) (ZANANDREA et al., 2020).

Muitas abordagens empíricas e discussões teóricas foram desenvolvidas para avaliar a conectividade do escoamento superficial em bacias hidrográficas (HOOKE, 2003; BRIERLEY; FRYIRS; JAIN, 2006; FRYIRS et al., 2007; BRACKEN; CROKE, 2007), no entanto, o índice de conectividade (IC) tem sido uma das abordagens mais utilizadas. O IC foi desenvolvido por Borselli, Cassi e Torri (2008) e posteriormente testado, modificado e aplicado para avaliar a conectividade hidrológica em escalas de captação (CAVALLI et al., 2013; SIDLE, 2021). Logo, o índice de conectividade hidrológica e/ou sedimentológica passou a ser amplamente aplicado e modificado para diversas aplicações em diferentes pesquisas que envolvem a transferência de água e sedimentos em escala de captação (BAARTMAN et al., 2020). Entre outras abordagens, o índice de conectividade de sedimentos é simples e fácil de usar para representação quantitativa da potencial transferência de sedimentos entre os compartimentos da paisagem (NAJAFI et al., 2021).

Por sua vez, o índice de conectividade (IC) fornece uma estimativa da conexão potencial entre os sedimentos erodidos das encostas e o sistema de fluxo. Isso envolve a distribuição e padrões de uso da terra e as características topográficas e da superfície capazes de produzir ou armazenar água e sedimento. Desse modo, o IC permite avaliar as conexões reais durante uma série de eventos de diferentes magnitudes, podendo também ser usado para realizar cenários de análise. Esta última aplicação pode ser útil no intuito de avaliar a eficiência das medidas de conservação contra erosão de solos e transporte de sedimentos, que estão altamente associados à conectividade de fluxos (BORSELLI; CASSI; TORRI, 2008). De acordo com Heckmann et al. (2018), dois problemas podem levar ao desenvolvimento do índice de conectividade: o primeiro é a dificuldade de medir diretamente a transferência de sedimentos, portanto, inferir a

conectividade em campo; e o segundo é a necessidade de prever o comportamento de sistemas geomórficos no futuro, ou em áreas de pesquisa onde as medições não estão disponíveis (HECKMANN et al., 2018).

Em relação à validação dos índices de conectividade, Zanandrea et al. (2020, p. 453) afirmam que “os índices de conectividade existentes foram pouco explorados nas bacias brasileiras e, portanto, ainda não foram devidamente validados para diferentes climas e biomas.”. De forma geral, a validação do índice de conectividade tem sido um desafio devido à impossibilidade da identificação quantitativa dos processos envolvidos no conceito de conectividade. Logo, a validação do índice de conectividade tem sido buscada com base em dados de campo para processos e vias de transferência de sedimentos, muitas vezes relacionadas aos eventos extremos. Além disso, a identificação das áreas fonte e de deposição sedimentos pode ser usada para validação de índices de conectividade, conforme a complexidade dos processos conhecidos para a conectividade de sedimentos (ZANANDREA et al., 2021).

Desse modo, todos esses modelos numéricos adotam abordagens e esquemas computacionais que podem ser amplamente diferentes, e por isso, protocolos de validação podem ser necessários para facilitar a intercomparação de modelos e melhorar o desenvolvimento dos mesmos, entre outras necessidades (BIONDI et al., 2012). Ademais, outras preocupações reforçam a necessidade de validação dos modelos, como as demais irregularidades que podem ser introduzidas devido à ampla aquisição de métodos e aplicação de técnicas, além da possível inclusão de informações falsas ou conflitantes em um modelo. Isso pode gerar resultados errôneos de uma simulação numérica, sendo preciso então, detectar os prováveis problemas e ajustar adequadamente o conjunto de dados (RINK et al., 2013).

3.4.2. Mapeamento de conectividade

A necessidade por levantamentos integrados dos recursos naturais aumentou juntamente com o crescimento da demanda dos zoneamentos ecológicos-econômicos. Logo, a cartografia de unidades de sistemas ambientais – sobretudo, fundamentada na teoria dos geossistemas – vem se destacando como uma ferramenta pertinente nesse contexto (CAVALCANTI, 2017). Contudo, o estudo do geossistemas não se limita apenas à cartografia das paisagens (enfoque estrutural), havendo ainda a inclusão do monitoramento da paisagem (enfoque funcional) e da pesquisa paleoambiental, pertencente ao enfoque evolutivo da paisagem (CAVALCANTI, 2016).

Por sua vez, o mapeamento de unidades da paisagem é uma das práticas mais antigas da geografia física integrada, pois a partir do reconhecimento dos geossistemas é possível elaborar outros tipos de mapas para fins diversos. Geralmente, o procedimento para mapeamento de geossistemas abrangem descrição dos atributos do relevo, dos solos, da vegetação, do substrato geológico, das condições da drenagem, entre outras (CAVALCANTI et al., 2013; CAVALCANTI; CORRÊA, 2017).

Desse modo, a análise do caráter e comportamento dos compartimentos da paisagem e a conectividade entre eles fornece uma plataforma para interpretar a operação dos processos geomórficos em qualquer sistema (BRIERLEY; FRYIRS; JAIN, 2006). Nesse contexto, o mapeamento da conectividade da paisagem é uma ferramenta viável para o gerenciamento e conservação de recursos naturais, sobretudo, ao longo de grandes extensões espaciais (KOEN; ELLINGTON; BOWMAN, 2019).

No sentido de avaliar o comportamento dos fluxos e conectividade entre diferentes compartimentos da paisagem, algumas metodologias realizam o mapeamento dos elementos desconectantes da paisagem. Elementos estes que interrompem o *input* e transferência de água e sedimentos entre as unidades de paisagem em diferentes escalas e dimensões, vertical, lateral e longitudinal (TAYLOR; FAHRIG; WITH, 2010; WOHL et al., 2019; SINGH; SINHA; TANDON, 2021). As relações de conectividade são analisadas tanto na interação encosta-canal ou sua transmissão ao longo da calha fluvial, tanto os elementos decorrentes das atividades humanas (barragens e estradas, por exemplo), quanto outras feições desconectantes que são resultados da estrutura física (canais preenchidos, planícies descontínuas, entre outras) da paisagem (SOUZA; CORREA; BRIERLEY, 2016; ALMEIDA; CORREA, 2020; SOUZA; CORRÊA, 2020).

Nessa perspectiva, os primeiros mapas de conectividade eram principalmente qualitativos, baseados na interpretação de fotografias aéreas ou observações geomorfológicas e sedimentológicas de campo, no intuito de monitorar os fluxos de água e sedimentos através do sistema (CAVALLI; VERICAT; PEREIRA, 2019). Atualmente, o trabalho de campo se encontra profundamente mediado pelo uso de tecnologias, SIG (Sistema de Informação Geográfica), sensoriamento remoto, disponibilidade de dados e informações virtuais (MCSWEENEY; WINKLERPRINS, 2020). Nesse sentido as análises baseadas em SIG e ferramentas de observação virtual (como o Google Earth) enquadram o local de estudo com um contexto topográfico, o clima, o solo e a geologia, fornecendo uma base de recursos poderosa

antes de ler a paisagem no campo, permitindo pesquisas de fundo sobre a área de estudo para entender o contexto em que os processos locais operam (BRIERLEY et al., 2013).

No entanto, as medidas de campo usadas para muitos mapeamentos são normalmente limitadas em termos de escala espacial e temporal, e logo, a modelagem tem sido usada para quantificar processos erosivos e o transporte de sedimentos. Assim, os avanços das técnicas de aquisição de dados de campo juntamente com as melhorias computacionais para a modelagem têm potencializado novas oportunidades para o estudo da conectividade, mapeando e quantificando as vias de água e sedimentos em múltiplas escalas espaciais e temporais (CAVALLI; VERICAT; PEREIRA, 2019).

Arelado ao gradativo uso de tecnologias, a crescente presença da modelagem computacional vem afetando a Geomorfologia, permitindo então que o teste de hipóteses que antes não poderiam ser testadas, e conseqüentemente, podendo relegar o trabalho de campo a uma preocupação secundária na interpretação dos processos geomorfológicos. Contudo, as observações realizadas em campo não podem ser substituídas em função do avanço da modelagem computacional na Geomorfologia e demais métodos de análise laboratoriais (SALGADO; SALGADO, 2020). Nas pesquisas de campo – sobretudo, pesquisas que contêm fortes componentes de campo – a análise, coleta e explicação de dados de campo vão muito além da modelagem, isto é, as informações sobre o terreno podem corrigir ou validar um conjunto de dados espaciais e temporais, já que alguns componentes naturais não podem ser modelados. Logo, o trabalho de campo é necessário para informar esses modelos geomorfológicos, estimulando pesquisadores a pensar fora dos modelos ao coletar novos dados. Além disso, o trabalho de campo em Geomorfologia tem o poder de fortalecer as relações interdisciplinares, verificando e aprimorando as ligações e conexões processo-forma (ALLEN, 2014).

Os resultados gerados pelos modelos precisam de validação, desse modo, Hooke e Souza (2021) recomendam a utilização de uma combinação do mapeamento com a modelagem, pois sem a testagem, a saída dos modelos continua como hipótese. Os autores ainda afirmam que muitos pesquisadores enfatizam a necessidade para mapeamento de campo ou observações atuais para a validação ou verificação do terreno, mesmo quando o foco principal do trabalho foi a modelagem. Apesar desses esforços, não há ainda uma estrutura clara para validação dos índices, sobretudo, devido às diferentes abordagens e objetivos de pesquisa.

Nessa perspectiva, Brierley et al. (2013) propôs uma abordagem de análise geomórfica de sistemas fluviais, baseada em campo por meio de um procedimento em quatro etapas para

ler a paisagem e gerar entendimentos locais de sistemas fluviais, consistindo na identificação das unidades geomórficas, interpretação das relações processo-forma, incidindo também na análise, interpretação e explicação dos controles no conjunto de formas de relevo na escala de alcance e como eles se ajustam ao longo do tempo, além da integração desses entendimentos na escala de captação para interpretar padrões de conectividade e a trajetória evolutiva do rio. Os autores destacam que examinar as ligações (conectividade) entre compartimentos da paisagem é necessário para interpretar as relações espaciais dentro do sistema.

3.4.3. Conectividade: perspectivas e desafios atuais

Entender a conectividade aumenta o entendimento dos processos da paisagem, permitindo o desenvolvimento de melhores abordagens de análise e modelagem. As abordagens baseadas na conectividade fornecem o potencial para soluções holísticas e servem diferentes disciplinas (geomorfologia, hidrologia, geologia, ecologia, química e arqueologia). No entanto, em pleno século XXI, os cientistas ainda vêm se esforçando para encontrar melhores meios de quantificar a conectividade no campo da transferência de água e sedimentos (KEESSTRA et al., 2018).

Nesse sentido, a proposta metodológica de Estilos Fluviais (*River Styles*) tem sido bastante utilizada para obtenção de informações a respeito do comportamento do rio, os componentes geomórficos da paisagem, as intervenções antrópicas, as conexões das bacias e sub-bacias, bem como as informações pertinentes sobre a conectividade da paisagem. Os Estilos Fluviais correspondem à classificação de segmentos do rio, apresentando um conjunto comum de características hidrodinâmicas e geomorfológicas, servindo de base para a caracterização do comportamento de rios a partir de uma perspectiva sistêmica (BRIERLEY; FRYIRS, 2000, 2005). A metodologia de Estilos Fluviais foi desenvolvida por Brierley e Fryirs (2000) e denominada *River Styles*, na qual consiste em identificar as unidades geomórficas como um modelo para caracterizar, mapear e classificar estilos de rios (KLEINA; PAULA; SANTOS, 2014).

Além da análise da configuração e posição da paisagem, como uma chave para avaliar o controle dos padrões a jusante do caráter e comportamento do rio ao longo dos perfis longitudinais, os Estilos Fluviais permite também avaliar os impactos da conectividade no potencial de recuperação do rio (FRYIRS; BRIERLEY, 2018). As ligações biofísicas na escala de captação fornecem informações fundamentais para interpretar a trajetória do ajuste

geomórfico do rio, envolvendo a análise da conectividade de sedimentos entre os processos de encosta e fundo do vale, canais e planícies de inundação, além de canais principais e afluentes (BRIERLEY et al., 2019).

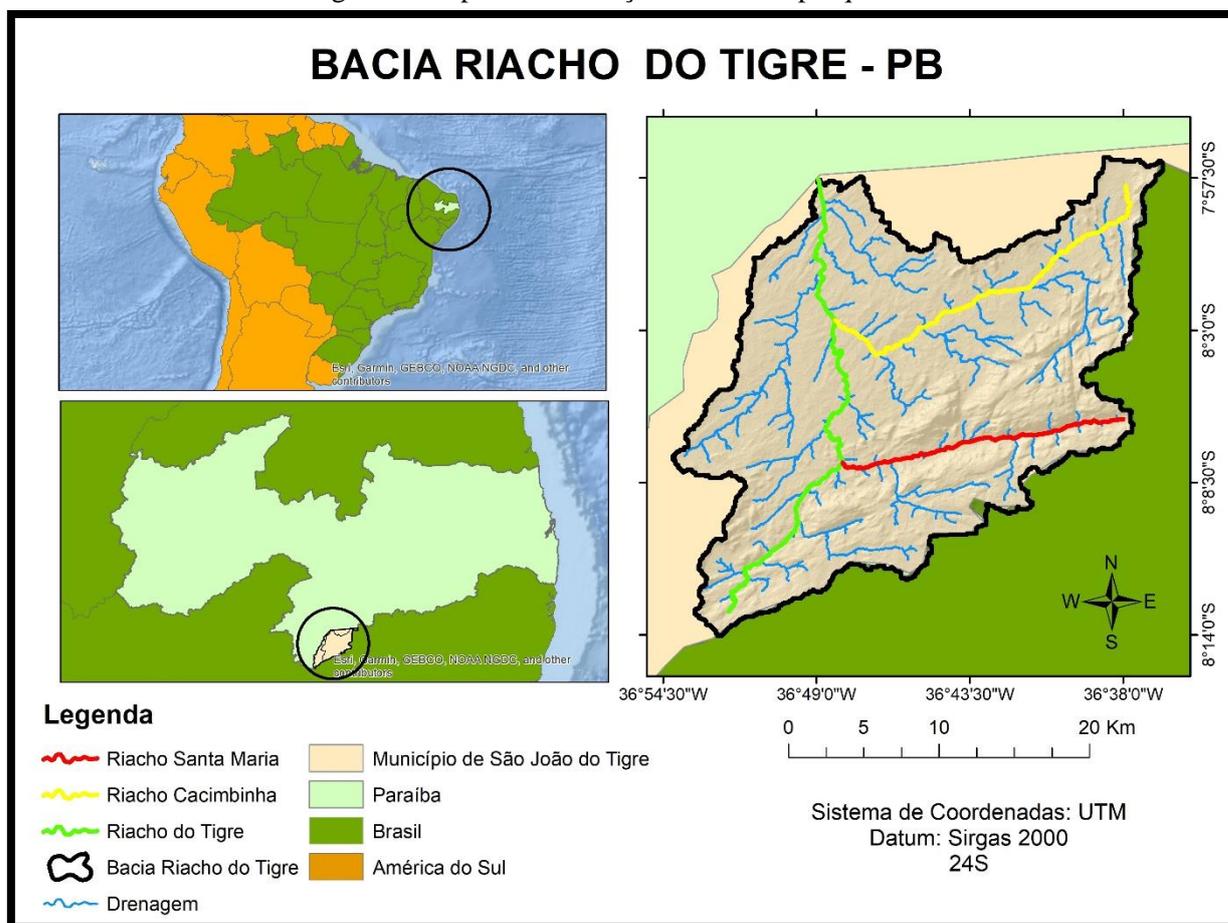
Apesar dos avanços no desenvolvimento de muitas técnicas para identificar, analisar e quantificar a conectividade, os desafios referentes à implementação e avaliação dos modos de aplicação em ambientes específicos ou problemas de pesquisas ainda permanecem. Os dois principais índices de conectividade se mostram mais adequados em diferentes ambientes, por exemplo, o índice do Borselli (2008) para ambientes vegetados e o do Cavalli (2013) para superfície de rochas afloradas e ambientes montanhosos (HOOKE; SOUZA, 2021). Nesse caso, o índice do tipo de rugosidade do Cavalli (2013) subestima os efeitos da vegetação, que mesmo se estiver esparsa, pode influenciar significativamente na conectividade a depender do tipo de paisagem. O uso do limite de inclinação (introduzido no modelo do Cavalli) não é recomendado para áreas vegetadas. Por conseguinte, os índices de conectividade refletem o tipo de área em que foram desenvolvidos, por isso, é preciso ter cuidado ao aplica-los em diferentes áreas (HOOKE; SOUZA; MARCHAMALO, 2021).

De maneira geral, um dos principais desafios na avaliação e quantificação da conectividade é a verificação de existência de ligações entre as unidades de cada parte do sistema, para saber se está conectada ou não. Além disso, as características de pequena escala podem ter um grande efeito nos resultados, a exemplo de pequenos declives ou de meios-fios em áreas urbanas. A incógnita desafiadora é como resolver o dilema que envolve as grandes áreas e a necessidade de maior detalhamento, ou seja, a obtenção de imagens de ampla cobertura espacial com alta resolução, pois os problemas de escala espacial são intrigantes considerando as condições do mapeamento ou validação. No mais, a maioria das análises dos padrões de conectividade são estruturais, porém, análises funcionais são as que mais realmente importam em muitos casos. Logo, é necessário conhecer as características dos elementos desconectantes, portanto, os limites para a desconexão precisam ser identificados (HOOKE; SOUZA, 2021).

4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA.

A área de estudo se localiza no município de São João do Tigre, na mesorregião da Borborema e na microrregião do Cariri Ocidental do estado da Paraíba (Figura 2). A Bacia Riacho do Tigre (BRT) possui cerca de 560 km², a qual está inteiramente inserida no Planalto da Borborema, apresentando elevações altimétricas que variam entre 506 m e 1172 m, assim como índice de declividade com porcentagens que podem chegar a 114,7% (Figura 3).

Figura 2. Mapa de localização da área de pesquisa.

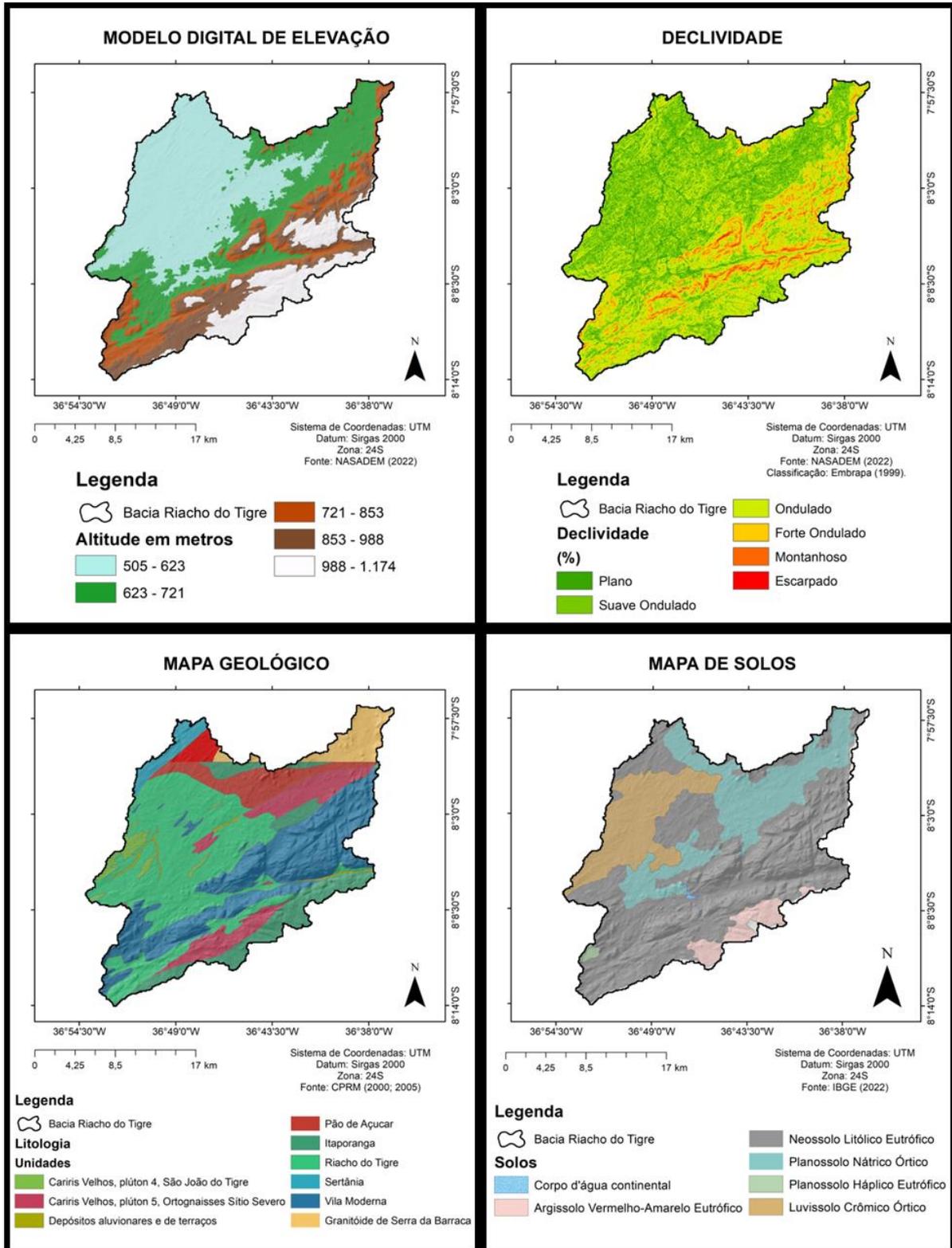


Fonte: o autor.

Entre as compartimentações megageomorfológicas do Planalto da Borborema, a zona dos Maciços Remobilizados do Domínio Transversal está situada na parte mais elevada do município, enquanto que a parte mais baixa de São João do Tigre se encontra na Depressão Intraplanáltica Paraibana. A estrutura geológica dessas áreas – composta basicamente por rochas cristalinas, que são mais resistentes em relação aos outros tipos de rochas de áreas vizinhas – influencia os rios e o clima. Enquanto que os rios não avançam além da escapa oriental que delimita o planalto, o clima é marcado pelas reduções de temperatura na medida

em que a altitude aumenta, causando também diferenciações de temperatura entre as vertentes a barlavento e sotavento (CORRÊA et al., 2010).

Figura 3. Mosaico de mapas da Bacia Riacho do Tigre (MDE, Declividade, Geologia e Solos).



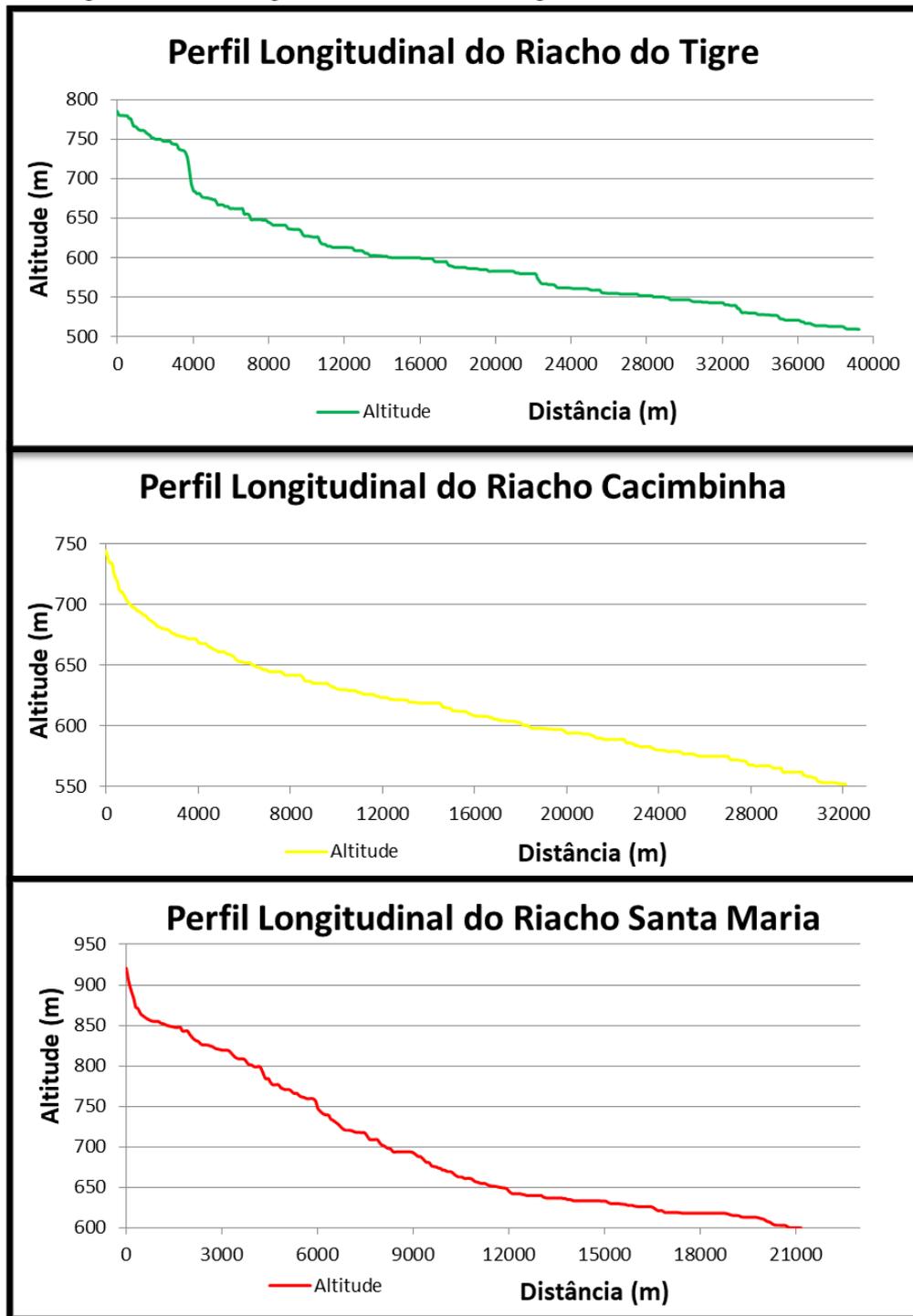
Fonte: o autor.

As informações geológicas da Bacia Riacho do Tigre estão divididas entre duas cartas geológicas do Serviço Geológico do Brasil (CPRM), que são as cartas de Sumé (2000) e Pesqueira (2015), esta última que também contém dados da geologia do estado de Pernambuco. Conforme mostra a Figura 3, um total de 9 unidades litoestratigráficas compõem a Bacia Riacho do Tigre (Cariris Velhos, Plúton 4, São João do Tigre; Cariris Velhos, Plúton 5, Ortognaisses Sítio Severo; Depósitos Aluvionares de Terraços; Pão de Açúcar; Itaporanga; Riacho do Tigre; Sertânia; Vila Moderna; e Granitóide Serra da Barraca). Dessas unidades, somente a unidade Granitóide Serra da Barra pertence à carta de Sumé (2000), enquanto que as demais unidades são pertencentes à carta de Pesqueira (2015). De modo geral, essas unidades apresentam granitóides constituídos basicamente por quartzo e plagioclásio, além de gnaisses xistosos, ortognaisses, paragnaisses, rochas metavulcânicas, metamáficas, ígneas plutônicas e monzograníticas, assim como feições magnéticas, minerais com afinidade ao ferro e peraluminosa, entre outras litologias (SILVA; SOUZA, 2020).

O clima da bacia é Tropical Semiárido, com chuvas predominantemente entre os meses de dezembro e abril. No entanto, a partir da análise da precipitação anual de uma série histórica de 24 anos (1994 a 2023) de dados obtidos da AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas da Paraíba) e provenientes do posto pluviométrico situado a 507 m de altitude, foi possível calcular a média da precipitação total anual dessa série histórica, que corresponde a 423,9 mm. No entanto, nas áreas de maior altitude da bacia, a precipitação tende a ser maior.

Os rios da bacia são efêmeros e intermitentes, com vazão ausente durante a maior parte do ano, apresentando em média menos de 40 dias de fluxo por ano, sendo essa a média padrão para os canais de ordem semelhante na região, visto que ainda não há registro de dados observados sobre a vazão na área. Os três maiores riachos da bacia são, respectivamente, o Tigre, o Cacimbinha e o Santa Maria (Figura 4). O bioma predominante é a Caatinga, com predominância de vegetação composta por Caatinga Hiperxerófila e alguns trechos de Floresta Caducifolia (SILVA; SOUZA, 2017).

Figura 4. Perfis longitudinais dos riachos Tigre, Cacimbinha e Santa Maria.



Fonte: o autor.

Os solos são divididos em 5 classes na Bacia Riacho do Tigre (Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico, Neossolo Litólico Eutrófico, Planossolo Nátrico Órtico, Planossolo Háptico Eutrófico e Luvisolo Crômico Órtico) de acordo com dados do IBGE (2022) usados para elaboração do mapa de solos (Figura 3). Já as unidades de paisagens identificadas por Vasconcelos e Souza (2016) – a partir das análises dos solos, relevo, declividade, geologia e

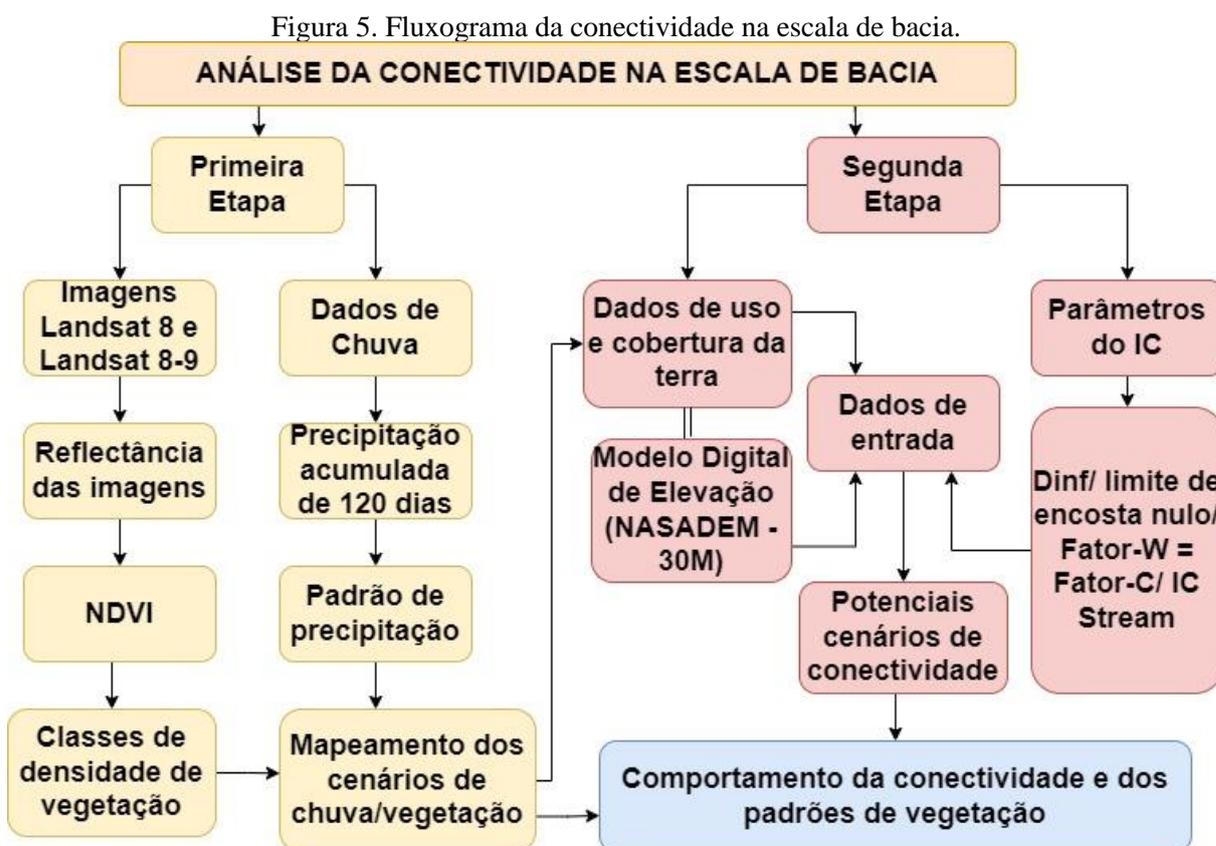
uso da terra – são os Pedimentos (unidade predominante), Encostas Íngremes, Área de Cristas, Pé de Serras e Área de Topo Plano.

Em relação aos depósitos aluviais da Bacia Riacho do Tigre, os resultados da pesquisa de Silva e Souza (2017) mostraram que as proporções de sedimentos finos são maiores nos ambientes de baixo gradiente, enquanto que os sedimentos grosseiros se concentram em maior proporção em áreas com índice de declividade igual ou superior a 90%, isto é, nas cabeceiras da Bacia Riacho do Tigre. Já qualidade da água nos aquíferos (poços aluviais) é tida como melhor nos meses chuvosos quando há maior disponibilidade hídrica nos poços, comparada aos meses mais secos quando os poços estão com o nível mais baixo de água disponível (SILVA; SOUZA, 2022).

5. PROPOSTA METODOLÓGICA – MATERIAIS E MÉTODOS

5.1. Análise da conectividade na escala da bacia

A análise da conectividade na escala de bacia seguiu as etapas descritas de acordo com o fluxograma abaixo (Figura 5):



Fonte: o autor.

Desse modo, foram selecionadas cinquenta e uma imagens Landsat, entre 2014 a 2023, somente as imagens com pouca cobertura de nuvens (menos de 5% do total da área). As imagens Landsat 8 são referentes ao período entre 2014 a 2021, enquanto que as imagens Landsat 8-9 são de 2022 e 2023.

5.1.1 Mapeamento e dinâmica do uso e cobertura da terra

Para a escala da bacia, foi realizada uma avaliação temporal da sazonalidade da vegetação, e conseqüentemente do uso e cobertura da terra, a qual consiste em criar diferentes cenários de vegetação baseado na relação entre os padrões de chuvas e a variabilidade da biomassa natural, além de identificar os efeitos dos cenários de vegetação sobre a conectividade

em eventos de chuva. Essa etapa é crucial para entender como a densidade da biomassa muda ao longo do tempo e sazonalmente, alterando a conectividade, assim como as relações entre essas mudanças e as características da chuva.

Os procedimentos consistem na obtenção de dados de precipitação diária (mm) e imagens Landsat da área. Foram obtidos dados de precipitação diária do período de 1994 a 2023, referente a cinco estações meteorológicas que atuam dentro ou muito próximas do perímetro espacial da Bacia Riacho do Tigre, que são as estações dos municípios paraibanos de São João do Tigre, São Sebastião do Umbuzeiro e Camalaú – dados da Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs) –, além das estações dos municípios pernambucanos de Poção e Jataúba, que estão incluídos no banco de dados da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC). Os dados de cada estação foram interpolados para obter os valores da Chuva Antecedente Acumulada (CAA) de 90 dias e 120 dias, somando o valor acumulado (mm) precedente à data de cada imagem obtida da área de pesquisa. A interpolação dos dados de chuva foi realizada através do *software* ArcGis 10.5, por meio da ferramenta *interpolation* (IDW).

Desse modo, foram obtidas imagens de satélite de 30 m de resolução espacial do serviço geológico estadunidense (USGS - *United States Geological Survey*): as imagens Landsat 8 dos períodos secos e chuvosos de 2016 a 2021, assim como as imagens Landsat 8-9 entre os anos de 2022 e 2023, para compreender os padrões de precipitação atuantes na bacia. O período escolhido para obtenção das imagens coincide com o impacto da seca no semiárido brasileiro entre os anos de 2012 e 2017, que afetou fortemente o desempenho das atividades agropecuárias na região (SANTANA; SANTOS, 2020), assim como as mudanças recentes de uso da terra após esses longos períodos de seca.

Em seguida, ocorreu a realização da reflectância das imagens (banda 5 e banda 4, tanto para Landsat 8 quanto Landsat 8-9) como etapa que antecede o NDVI. O cálculo do NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), o qual corresponde ao índice de vegetação por diferença normalizada, permite identificar as dinâmicas da vegetação a partir das imagens de satélite (HUANG et al., 2021). O cálculo do NDVI foi realizado por meio do *software* ArcGis 10.5, de acordo com a seguinte fórmula:

$$NDVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red}$$

O NVDI é resultado da relação entre os níveis e reflectância nas bandas do vermelho e do infravermelho das imagens de satélite, ou seja, o índice é analisado considerando que a vegetação apresenta alta reflectância nas bandas do infravermelho próximo (*Near Infrared - NIR*) e baixa reflectância nas bandas do vermelho (*Red*), os quais essas bandas estão diretamente relacionadas com os parâmetros biofísicos da vegetação e podem oferecer vantagens, como a verificação da densidade da vegetação e das alterações ambientais ou antrópicas de uma bacia hidrográfica (DE LUCENA; PIRES; FILGUEIRA, 2017; COSTA; NUNES; AMPATZIDIS, 2020).

Os valores obtidos do NDVI de cada imagem foram comparados com os variados parâmetros a partir dos dados de chuva pela correlação de Pearson, e os valores de chuva antecedente acumulada de 90 dias apresentaram melhor correlação ($R^2 = 0,9869$) do que os de 120 dias ($R^2 = 0,5562$). Logo, os dados de precipitação antecedente acumulada de 90 dias foram selecionados, pois possuem melhor correlação com a variação no NDVI para analisar as relações entre a vegetação e as características da precipitação da Bacia Riacho do Tigre.

Os resultados das imagens NDVI foram agrupados de acordo com a média dos valores do NDVI de cada imagem, formando os grupos de cenários de vegetação classificados em baixa, média e alta densidade de biomassa, típica de cada tipo de vegetação. Os valores dos limites de classes foram definidos com base nas classificações padrão do NDVI que indicam a equivalência da variação NDVI/biomassa, adaptado de Souza e Hooke (2021), que são as áreas de densidade da vegetação muito baixa (0.00 – 0.19), baixa (0.19 – 0.35), média (0.26 – 0.35), alta (0.35 – 0.6) e muito alta (acima de 0.6). Logo, a partir das relações entre os padrões de chuva e o NVDI foi possível definir a sazonalidade dos cenários de vegetação ao longo do tempo, determinar a densidade da biomassa para os eventos de chuva e aplicar esses resultados nas análises de conectividade.

5.1.2 Índice de Conectividade

Após a etapa dos cenários da vegetação associado aos padrões de chuva, ocorre a aplicação do índice de conectividade para determinação dos cenários de conectividade. A partir de dados topográficos do NASADEM (30 m) foram processadas as informações de relevo, como declividade, altitude, densidade da drenagem, perfil longitudinal da bacia e largura do vale, necessárias para criar o mapa de Índice de Conectividade (IC). O IC permite a análise da transmissão de fluxos de água e sedimentos dentro de uma bacia hidrográfica, assim como averiguação de existência de impedimentos de origem natural ou antrópica que possa gerar

alterações no fluxo (FRANCO; SOUZA, 2019; HOOKE; SOUZA; MARCHAMALO, 2021). O IC representa a potencial conectividade de sedimentos baseadas nas diferentes características de compartimentos distintos da paisagem, a partir de dados geomorfológicos e de uso e cobertura do solo (ZANANDREA et al., 2020).

A metodologia utilizada para aplicar o IC é baseada nas fórmulas usadas por Borselli, Cassi e Torri (2008), também seguida por Cavalli et al. (2013), Souza, Correa e Brierley (2016), Schopper et al. (2019), Cavalli, Vericat e Pereira (2019), Franco e Souza (2019), Souza e Hooke (2021), entre outros autores. Desse modo, neste trabalho pretende-se aplicar o mesmo IC utilizado em por Franco e Souza (2019) na Bacia do Riacho do Tigre, adicionado ao uso do algoritmo *Dinfinity* – este que permite calcular a direção do fluxo em áreas com fluxo dispersivo – para calcular o IC em dois diferentes alvos deposicionais, que são saídas das bacias (*outlets*) e os fluxos (*streams*) (SOUZA; HOOKE, 2021). No entanto, somente o IC *stream* foi realizado.

A fórmula abaixo representa o IC, onde D_{up} (*upslope*) representa as áreas de drenagem de produção de sedimento, enquanto que D_{dn} (*downslope*) representa as vias de transferência de sedimento, incluindo a rugosidade e o gradiente da superfície:

$$IC = \log_{10} \left(\frac{D_{up}}{D_{dn}} \right)$$

O D_{up} (*upslope*) é calculado a partir das variáveis W (fator de passagem médio da área contributiva alta) e S (a inclinação média da área contributiva alta). Já o cálculo no D_{dn} (*downslope*), o W é o peso relacionado a rugosidade do terreno sendo valor adimensional da *i*-ésima célula e S é a inclinação da *i*-ésima célula, como mostra fórmula a seguir (BORSELLI; CASSI; TORRI, 2008).

$$D_{up} = \bar{W}\bar{S}\sqrt{A} \quad D_{dn} = \sum_i \frac{d_i}{W_i S_i}$$

No presente trabalho o W foi representado pelo Fator C e analisado a partir da utilização do USLE/RUSLE (*Universal Soil Loss Equation/ Revised Universal Soil Loss Equation*), ao qual tem sido usado para averiguar o tipo de vegetação e quando o solo está em risco de erosão, baseado na classificação do uso da Terra, no entanto, o fator C utilizado nesta pesquisa foi baseado de acordo com as respostas do NDVI (Tabela 1). Após essa etapa, finalmente ocorre a

confeção do mapa de Índice de Conectividade, com a utilização da ferramenta *raster calculator*, do SIG ArcGis 10.5. Em seguida, pretende-se comparar os resultados dessa pesquisa com os resultados encontrados por Franco e Souza (2019), no sentido de discutir e complementar as informações geradas pelo Índice de Conectividade na área de pesquisa.

Tabela 1. Classes de NDVI, vegetação com respostas similares de NVDI e Fator C atribuído para cada classe.

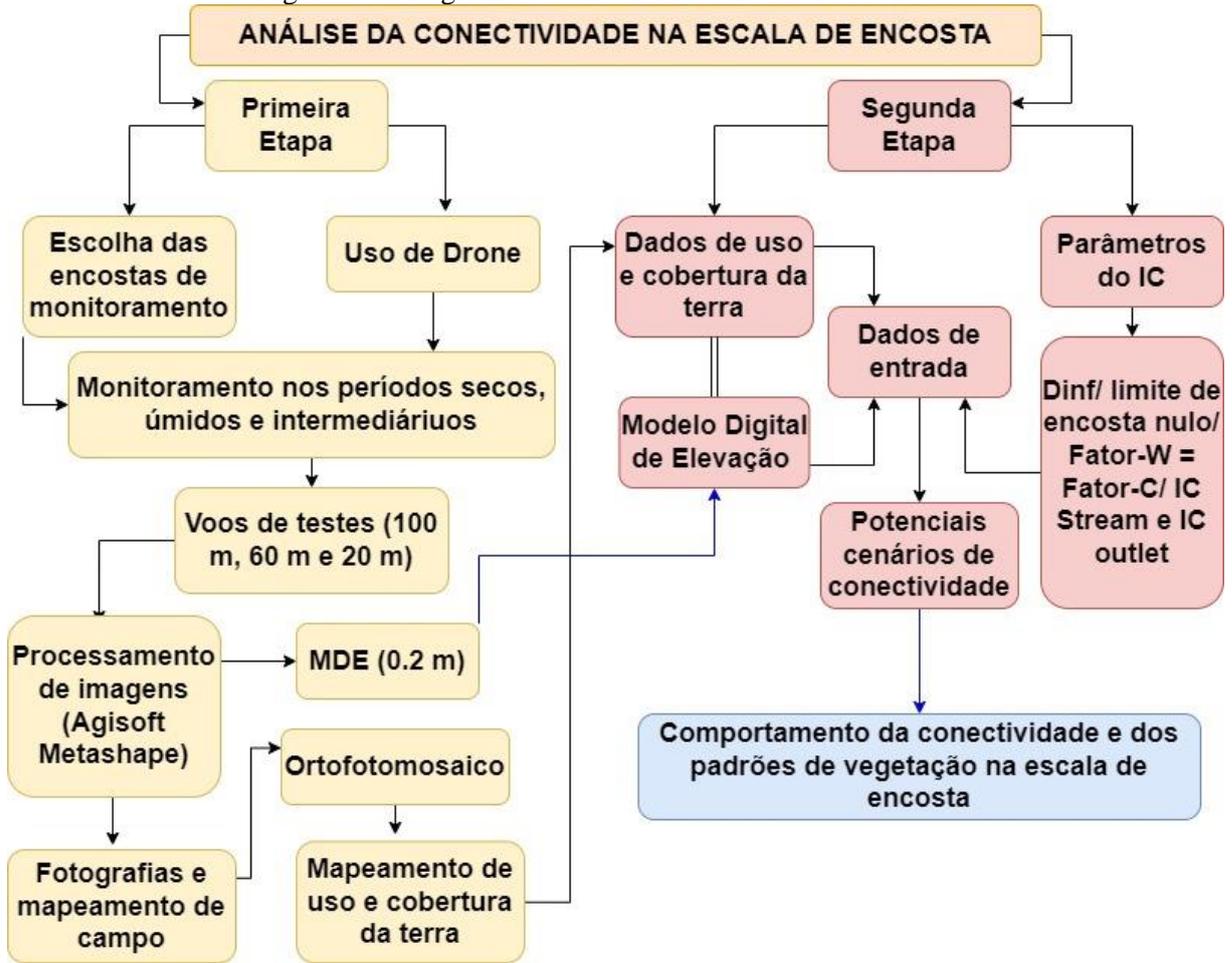
Classes de NDVI	Respostas similares de NVDI	Fator C
< 0,19	Muito baixa	0.5
0,19-0,26	Baixa	0.11
0,26-0,35	Média	0.04
0,35-0,6	Alta	0.0167
> 0,6	Muito Alta	0.0004

Fonte: Adaptado de Souza e Hooke (2021).

5.2. Análise da conectividade na escala de encosta

Após a análise da conectividade na escala da bacia, foi realizada uma análise em um nível maior de detalhamento, que é a análise da conectividade na escala de encosta, por meio de um monitoramento de encostas representativas e a aplicação do IC (Figura 6). Esse procedimento teve como base a metodologia adotada por Hooke, Souza e Marchamalo (2021), realizada na Espanha em uma sub-bacia de 14 hectares, pertencente à bacia do Cárcavo, como também em 5 subáreas da mesma sub-bacia. A escolha das encostas monitoradas foi dada através de características naturais diversas, como níveis de declividade diferentes, tipos de uso e ocupação diversos e posições topográficas distintas dentro da bacia.

Figura 6. Fluxograma da conectividade na escala de encosta.



Fonte: O autor.

O monitoramento das encostas foi feito através do uso de drone, em períodos secos e úmidos. O drone utilizado é o *Phanton 3 Advanced*, fabricado pela *DJI Inovations*, no qual foram testados voos de 100 m, 60 m e 20 m, para avaliar quais seriam as imagens mais adequadas para o processamento dos dados UAV (*Unmanned Aerial Vehicle*), incluindo as informações georreferenciadas em 3D. Os voos foram executados com 75% de sobreposição frontal e lateral (*overlapping*), utilizando o *software DroneDeploy* para programação do trajeto de cada voo, além do *software* de sistema de processamento de imagens *Agisoft Metashape* para organização e manipulação dos dados. No processamento de ortofotos foi criado o Modelo Digital de Elevação, com resolução de 0.2 m de imagens do drone, já que a resolução de 0.2 m é colocada por López-Vicente e Álvarez (2018) e Hooke, Souza e Marchamalo (2021) como a que apresenta os melhores resultados de IC, tanto verticalmente quanto horizontalmente. Em seguida, ocorreu a criação dos ortofotomosaicos (0,03 m de resolução espacial) a partir das

fotografias do terreno e mapeamento de campo, para verificação dos padrões de uso da terra e da conectividade.

Nessa perspectiva, o uso e cobertura da terra foi mapeado a partir dos ortofotomosaicos, seguindo a proposta de Hooke, Souza e Marchamalo (2021). Já a aplicação do IC para escala de encosta teve a mesma base do IC aplicado para bacia inteira, no entanto, os dados do modelo digital de elevação é proveniente do drone (0,2 m), enquanto que W (fator C) é proveniente do *VIgreen* gerado a partir dos ortofotomosaicos (imagens RGB). O *VIgreen* é um Índice de Vegetação baseado no comprimento das ondas verde e vermelha, utilizado por Costa, Nunes e Ampatzidis (2020). A equação abaixo foi realizada no *software* ArcGis 10.5, onde *Rgreen* corresponde à banda verde e *Rred* à banda vermelha, de modo que a normalização da diferença à soma das bandas permite uma relação linear entre o índice e a porcentagem de cobertura vegetal, sendo possível estimar a fração de vegetação (GITELSON et al., 2002):

$$VIgreen = \frac{Rgreen - Rred}{Rgreen + Rred}$$

O mapeamento de conectividade na escala de encosta foi realizado a partir dos dados e informações de campo, como observações e medidas de sinais de linha de fluxos, erosão e deposição, com o auxílio de GPS e fotografias para registro das características observadas do relevo. O protocolo desenvolvido no projeto RECONDES (CAMMERAAT, 2005) e seguido por Borselli, Cassi e Torri (2008), Hooke et al. (2017) e Hooke, Souza e Marchamalo (2021), também foi adotado no mapeamento da conectividade estrutural. Dessa forma, o mapeamento de conectividade foi realizado tanto nos períodos de pré-estação chuvosa, quanto nos períodos de pós-estação chuvosa, no sentido de avaliar a frequência das linhas de fluxos em diferentes cenários hidrológicos. As fotografias e anotações de campo também complementam o mapeamento da conectividade nesse nível de escala, abarcando as ações de manejo e alterações do terreno.

5.3. Validação de modelos

5.3.1. Abordagem de campo

Muitos autores já reafirmaram a necessidade de mapeamento de campo e recentes observações para validação dos modelos ou verificação do terreno, colocando a abordagem de campo como crucial e indispensável para entender a conectividade e melhorar os processos de modelagem. Apesar dos esforços do uso da abordagem de campo para validação, não há ainda uma estrutura definida para validar os índices, sobretudo, devido aos diferentes objetivos e abordagens de pesquisa, permitindo que as orientações para validação dos ICs possam ser adaptadas de acordo com a necessidade e objetivo de cada pesquisa (HOOKE; SOUZA; MARCHAMALO, 2021).

Nesta pesquisa, a abordagem de campo buscou identificar e interpretar em campo os sinais de fluxo de água, erosão e deposição para classificar as características e rotas de sedimentos e compreender os padrões de conectividade. O mapeamento de campo foi elaborado repetidas vezes para avaliar as mudanças e dinâmicas associadas com condições e eventos, como uso da terra, tempestades, mudanças no canal e demais unidades geomórficas. Para avaliar o grau em que o mapa representa a conectividade real do fluxo de sedimentos, as observações de campo foram comparadas entre períodos diferentes que corresponde à valores variados de chuva antecedente acumulada.

A etapa final para validação do IC ocorre após a comparação do IC com o Índice de Conectividade de Campo (ICC)⁴. O ICC foi proposto por Borselli, Cassi e Torri (2008) e também foi adotado nessa pesquisa junto com o IC no sentido de avaliar a proximidade entre os valores dos dois índices. A fórmula usada para o ICC é explicada em seguida, na qual é subdividido entre subfator a montante e outro a jusante:

$$FIC = \frac{Su + Sd}{2}$$

Onde o total da pontuação dos componentes à montante (Su) é dado por:

⁴ FIC (*Field Connectivity Index*). Traduzido de Borselli, Cassi e Torri (2008).

$$Su = Au + Bu + WuCu1 + (1-Wu) Cu2$$

E o total da pontuação dos componentes à jusante (Sd) é dado por:

$$Sd = Ad + Bd + Cd - WdDd1 + (1-Wd) Dd2$$

Os subfatores incluídos no Su e Sd são apresentados a seguir (Tabela 2): onde a área à montante e a distância a jusante para o local de deposição são representados por Au e Ad; a presença das características de sedimentação à montante e as rotas de fluxo à jusante são representados por Bu e Bd; a presença e amplitude da área de faixa de vegetação ao longo das rotas de fluxo para o local de deposição é representada por Cd; e os subfatores Cu1, Cu2, Dd1 e Dd2 representam as características de resistência do fluxo (rugosidade, cobertura vegetal, etc.) nas áreas à montante e nas áreas de fluxo a jusante, além da fração Wu de terra arável a montante e a fração Wd do caminho do fluxo a jusante (BORSELLI; CASSI; TORRI, 2008).

Tabela 2. Avaliação rápida e pontuação dos valores de conectividade em campo.

Lugar		Coordenadas	Data		
Subfator de conectividade local (SCL)		Descrição	Avaliação		
Subfatores a montante					
		Alcance	Pontuações	Pontuação	Observações
Am) Área de captação a montante A (ha)		A < 0.1 0.1 < A < 0.5 0.5 < A < 1.0 1.0 < A < 2.0 A > 2.0	0 15 30 45 60		
Bm) Presença de evidências de deposição a montante Obs: Na ausência de processos erosivos, atribuir pontuação 0		Forte deposição Evidências claras Evidências descontínuas Evidências mínimas Ausente	0 5 10 15 20		
Superfície de solo exposto	Cm1) Média de rugosidade a montante (desvio padrão de elevações normais para superfície do solo – em cm) [Computado ao longo de transectos de 3 m]	RR > 4 2 < RR < 4 1 < RR < 2 0.3 < RR < 1.0 RR < 0.3	0 5 10 15 20		Wm) fração da área que está exposta em relação à área que está coberta por vegetação (0.0-1.0)
Bosque, pasto e plantações	Cm2) Ao nível do solo: Cobertura média do dossel (%) + Área basal da planta (%) na captação a montante (Cv) (em %)	80 < Cv < 100 60 < Cv < 80 40 < Cv < 60 20 < Cv < 40 Cv < 20	0 5 10 15 20		
Total da pontuação dos componentes a montante Obs: O total da pontuação dos componentes a montante é dado por: $S_m = A_m + B_m + W_m C_{m1} + (1 - W_m) C_{m2}$					
Lugar		Coordenadas	Data		
Subfator de conectividade local (SCL)		Descrição	Avaliação		
Subfatores a jusante					
		Alcance	Pontuações	Pontuação	Observações
Aj) Distância do local de deposição: d (m)		$d < 100$ $100 < d < 50$ $50 < d < 10$ $10 < d < 5$ $d < 5$	0 10 20 30 40		
Bj) Presença de evidências de zonas tampão (<i>buffers</i>) no final da via de fluxo		Ampla < 4 m e densa Contínua e densa Descontínua-esparsa Evidências mínimas Ausente	0 5 10 15 20		
Cj) Presença de evidências de deposição ao longo da via de fluxo a jusante. Obs: Na ausência de processos erosivos atribuir pontuação 0		Forte deposição Evidências claras Evidências descontínuas Evidências mínimas Ausente	0 5 10 15 20		
Superfície de solo exposto	Dj1) Média de rugosidade a jusante (desvio padrão de elevações normais para superfície do solo – em cm) [Computado ao longo de transectos de 3 m]	RR > 4 2 < RR < 4 1 < RR < 2 0.3 < RR < 1.0 RR < 0.3	0 5 10 15 20		Wj) fração da área que está exposta em relação à área que está coberta por vegetação (0.0-1.0)
Bosque, pasto e plantações	Dj2) Ao nível do solo: Cobertura média do dossel (%) + Área basal da planta (%) na via de fluxo a jusante (Cv) (em %)	80 < Cv < 100 60 < Cv < 80 40 < Cv < 60 20 < Cv < 40 Cv < 20	0 5 10 15 20		
Total da pontuação dos componentes a jusante Obs: O total da pontuação dos componentes a jusante é dado por: $S_j = A_j + B_j + C_j + W_j D_{j1} + (1 - W_j) D_{j2}$. O índice de conectividade de campo é dado por $ICC = S_m + S_j / 2$					

Fonte: Adaptado de Borselli, Cassi e Torri (2008).

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1. Comportamento da conectividade a partir dos padrões de chuva e vegetação: análise na escala da bacia.

Após a realização das etapas descritas na Figura 5, foi possível formular a Tabela 3, relacionando os valores de dados de chuva e vegetação com as imagens obtidas e as datas dessas imagens.

A Tabela 3 foi classificada de acordo com o valor médio do NDVI para cada imagem, onde os menores valores estão na parte de baixo e os valores mais altos na parte de cima. Os cenários de vegetação estão classificados conforme os valores médios do NDVI: quanto menor a densidade da vegetação, mais escuro é a representação dos cenários na tabela, que variam de cinza escuro (densidade muito baixa) a branco (densidade alta).

Os valores (mm) de CCA, tanto de 90 dias quanto de 120 dias, acompanham cada imagem (Tabela 3). O valor mais alto entre as médias do NDVI foi da imagem de 10/04/2023, com valor médio de 0,378 e valor máximo de 0,617. Já o valor mais baixo é referente à imagem de 02/12/2016, que apresentou valor médio de 0,134, valor máximo de 0,426 e apenas 0,8 mm de CCA (mm) de 120 dias, coincidindo com o período de grandes secas que atingiu a região semiárida entre 2012 a 2017.

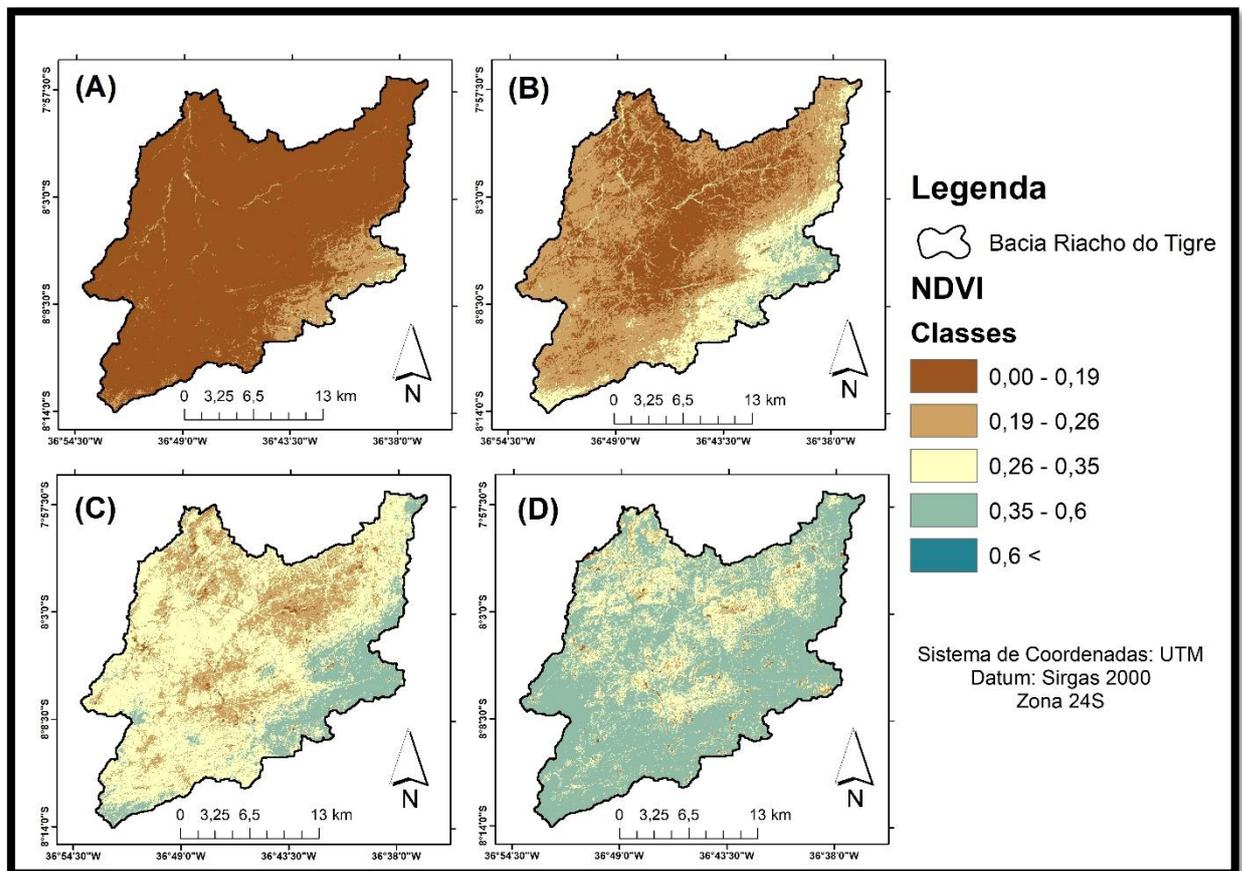
Tabela 3. Valores de NDVI e Chuva Antecedente Acumulada (CAA) para cada imagem de satélite e data de imagem, respectivamente, entre 2014 a 2023.

Imagens	CAA (mm) 90 dias	CAA (mm) 120 dias	NDVI (máximo)	NDVI (média)	Cenário (NDVI)
10/04/2023	249,2	260,6	0,617	0,378	Densidade Alta
07/04/2022	236,0	310,3	0,572	0,339	Densidade Média
04/01/2023	151,3	151,7	0,580	0,338	
28/04/2018	302,1	310,0	0,603	0,329	
14/05/2018	224,2	340,9	0,618	0,308	
29/05/2023	261,5	307,9	0,531	0,302	
25/01/2022	61,4	62,5	0,526	0,282	
06/05/2015	178,2	231,0	0,560	0,281	
01/06/2014	140,3	162,8	0,581	0,273	
28/01/2023	157,3	161,7	0,574	0,272	
27/12/2022	148,4	148,9	0,520	0,271	
02/06/2019	152,8	296,4	0,587	0,264	
26/02/2019	128,6	137,6	0,526	0,256	
22/05/2015	178,2	231,0	0,568	0,244	
29/12/2020	28,0	29,3	0,570	0,237	
12/06/2017	153,6	168,7	0,611	0,231	
04/04/2015	215,8	217,2	0,535	0,224	
15/07/2023	240,3	397,4	0,564	0,223	
07/08/2020	97,8	138,6	0,591	0,223	
09/07/2015	118,1	243,5	0,551	0,219	
20/06/2014	140,3	162,8	0,533	0,218	
23/08/2020	97,8	138,6	0,546	0,205	
10/08/2015	115,7	130,9	0,582	0,201	
01/07/2018	51,0	162,6	0,546	0,198	Densidade Muito Baixa
21/08/2019	119,0	191,6	0,559	0,196	
14/01/2015	64,5	64,5	0,515	0,191	
15/08/2017	159,0	231,9	0,616	0,183	
10/10/2020	8,2	24,7	0,575	0,178	
25/01/2019	69,0	70,4	0,505	0,178	
17/07/2018	51,0	162,6	0,551	0,178	
24/03/2017	37,0	37,4	0,504	0,168	
01/01/2016	121,9	121,9	0,498	0,158	
27/09/2015	70,6	117,1	0,546	0,157	
03/09/2018	13,3	22,6	0,541	0,156	
08/10/2019	43,5	105,4	0,548	0,155	
21/10/2018	11,7	15,0	0,495	0,155	
26/06/2016	93,8	159,9	0,521	0,155	
24/10/2019	43,5	105,4	0,533	0,154	
08/12/2018	23,5	31,9	0,522	0,152	
13/10/2021	44,2	83,3	0,590	0,151	
22/11/2018	18,7	20,8	0,548	0,150	
30/11/2021	10,1	18,0	0,477	0,148	
29/10/2015	14,1	70,6	0,489	0,148	
14/11/2015	1,4	14,1	0,477	0,146	
30/11/2015	1,4	14,1	0,492	0,143	
29/09/2016	5,1	32,1	0,426	0,137	
01/11/2022	40,9	87,3	0,480	0,136	
12/08/2016	31,7	88,3	0,469	0,136	
04/02/2017	22,4	22,4	0,455	0,135	
05/12/2017	43,3	67,1	0,533	0,134	
02/12/2016	0,3	0,8	0,426	0,134	

Fonte: O autor.

Com o resultado do NDVI de cada imagem e o agrupamento em classes conforme a densidade da cobertura vegetal, os valores do NDVI das imagens de cada classe foram agrupados separadamente a partir da ferramenta *mosaic to new raster* do ArcGis 10.5, e assim, foi gerada uma imagem para cada cenário de vegetação (Figura 7), exceto o cenário úmido (Figura 7-D), pois de acordo com a Tabela 3, só há uma imagem – 10/04/2023 – com valor médio de NDVI superior a 0,35.

Figura 7. Mapas de vegetação em quatro cenários, conforme as classes/médias do NDVI e a classificação da densidade da cobertura vegetal: (A) densidade muito baixa (0,00 – 0,19); (B) densidade baixa (0,19 – 0,26); (C) densidade média (0,26 – 0,35); e (D) densidade alta (0,35 – 0,6).



Fonte: O autor.

Os valores médios do NDVI para as imagens geradas referente aos quatro cenários de vegetação (densidade muito baixa, densidade baixa, densidade média e densidade alta) apresentaram melhor correlação com os valores de CAA de 90 dias ($R^2 = 0,9869$) ao invés dos valores de CAA de 120 dias ($R^2 = 0,5562$), conforme a correlação de Pearson. Logo, a Tabela 4 foi classificada de acordo com a CAA de 90 dias (mm) de todas imagens, as quais foram agrupadas em cenários, seguindo a mesma classificação de Souza e Hooke (2021): muito seco

(CAA menor que 20 mm), seco (CAA entre 20 mm e 60 mm), médio (CAA entre 60 mm e 280 mm) e úmido (CAA entre 250 mm e 500 mm). A Tabela 4 mostra os valores médios de CAA referente às datas de todas as imagens agrupadas em cada cenário, assim como o desvio padrão. Desse modo, a tabela revela que, em um cenário muito seco, a CAA apresenta em média 8,4 mm e o NDVI médio é de 0,1538 (densidade muito baixa), enquanto que em um cenário úmido, a CAA apresenta em média 281,8 mm e o NDVI médio é de 0,3780 (densidade alta).

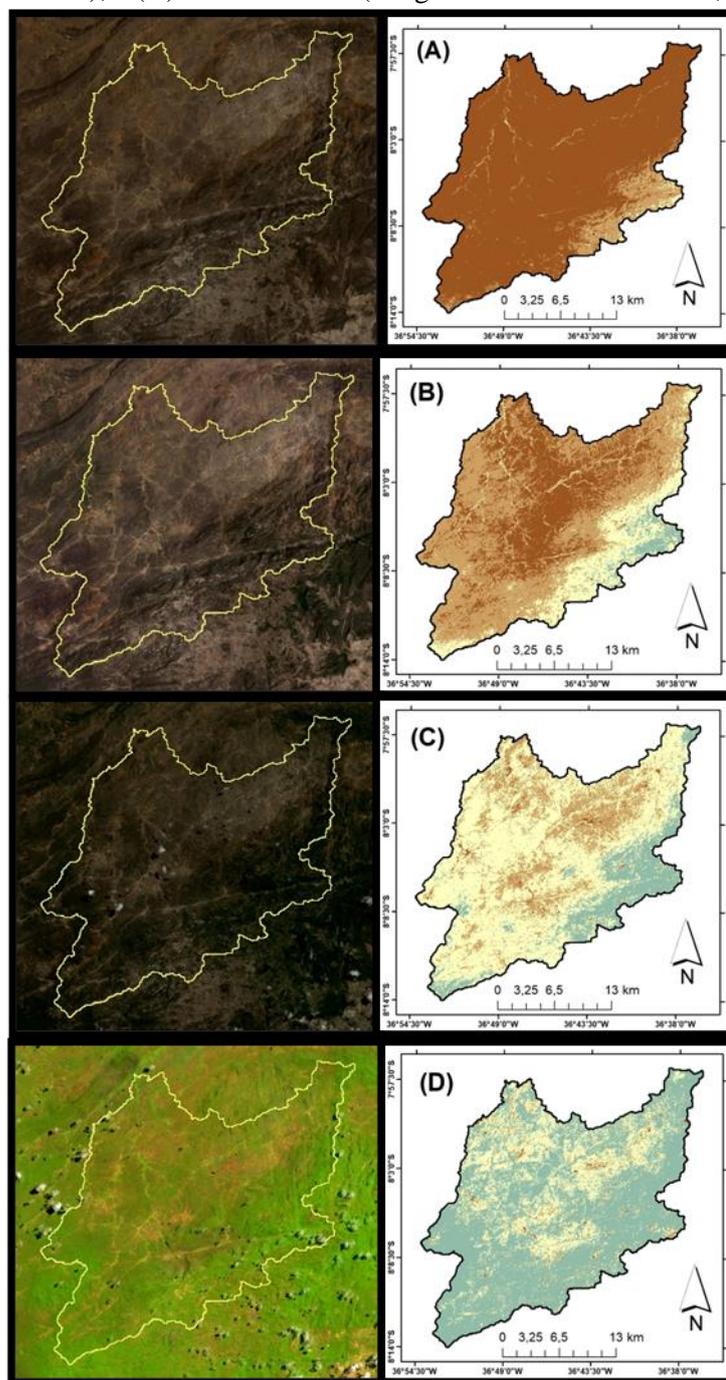
Tabela 4. Classes de NDVI e densidade da vegetação em diferentes cenários de acordo com os valores (mm) de Chuva Antecedente Acumulada (CAA) de 90 dias.

	CAA – 90 dias < 20 mm	CAA – 90 dias entre 20 e 60 mm	CCA – 90 dias entre 60 e 250 mm	CCA – 90 dias entre 250 e 500 mm
	Cenário muito seco	Cenário seco	Cenário médio	Cenário Úmido
Características Gerais				
Média – CAA (mm) – 90 dias	8,4	38,3	140,1	281,8
Desvio padrão – CAA (mm) – 90 dias	6,2	9,8	51,9	28,7
CCA (mm) - 90 dias (%)	20%	24%	52%	4%
NDVI: Características				
NDVI - média	0,1538	0,2199	0,2969	0,3780
NDVI - máximo	0,443	0,480	0,502	0,617
NDVI – Desvio Padrão	0,028	0,052	0,051	0,065
Classes de NDVI: Densidade por área (%) – 06/2014 a 08/2023				
0.00-0.19 (muito baixa)	42%	39%	37%	30%
0.19-0.26 (baixa)	16%	15%	14%	12%
0.26-0.35 (média)	20%	18%	18%	14%
0.35-0.6 (alta)	22%	28%	31%	41%
>0.6 (muito alta)	0%	0%	0%	3%

Fonte: o autor.

Essa dinâmica da vegetação em relação com a CAA pode ser observada na Figura 8, que mostra o NDVI médio gerado a partir de todas as imagens de cada cenário, juntamente com uma imagem (Landsat) de cada cenário com seus respectivos valores de CAA.

Figura 8. Dinâmica natural da vegetação em quatro cenários a partir do NDVI e da Chuva Antecedente Acumulada de 90 dias: (A) cenário muito seco (imagem de 02/12/2016 e 0,3 mm de CAA); (B) cenário seco (imagem de 14/01/2015 e 64,4 mm de CAA); (C) cenário médio (imagem de 06/05/2015 e 178,8 mm de CAA); e (D) cenário úmido (imagem de 10/04/2023 e 249,2 mm de CAA).



Fonte: o autor.

Os valores de CAA referente às datas das imagens da Figura 8 coincidem com os valores médios de CAA dos cenários da tabela 4, exceto no cenário seco, cuja média é de 38,3 mm e o valor de CAA da data da imagem (14/01/2015) é de 64,4 mm. No entanto, esse valor de 64,4

mm ainda se encontra próximo do limite estabelecido (20 mm a 60 mm de CAA) para o cenário seco na Tabela 4. Em relação aos mapas de vegetação, é perceptível uma alta variabilidade da distribuição de densidade da biomassa em diferentes cenários de vegetação, mostrando diferentes respostas de acordo com a CAA.

No entanto, é importante ressaltar que na Caatinga a perda das folhas da vegetação ocorre durante o período seco, com a renovação do estrato foliar nas primeiras chuvas, onde a produção foliar e floração parecem ser reguladas pela disponibilidade hídrica, ou seja, parte da vegetação não se encontra necessariamente morta no período seco, podendo permanecer em estado de latência (RUFINO et al., 2020).

Após a reclassificar os resultados do NDVI dos quatro cenários gerados para o fator C (Tabela 1), o Índice de Conectividade (IC *stream*) foi aplicado, usando como entradas de dados o fator C e o modelo digital de elevação da Bacia Riacho do Tigre. Desse modo, o IC foi aplicado para os quatro cenários de vegetação (densidade muito baixa, densidade baixa, densidade média e densidade alta), com classes de conectividade variáveis entre muito baixa, baixa, moderada, alta e muito alta. De modo geral, ao considerar todos os cenários, os valores de conectividade variam de -8,724 (valor mínimo, conectividade muito baixa) a 1,450 (valor máximo, conectividade muito alta).

Tabela 5. Valores (mínimo, máximo, média e desvio padrão) do Potencial Índice de Conectividade para os quatro cenários de vegetação.

Potencial Índice de Conectividade (cenários)	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
Muito seco	-8,147	1,450	-5,377	0,731
Seco	-8,708	0,467	-5,836	0,782
Médio	-8,724	-0,556	-6,355	0,701
Úmido	-8,724	-0,282	-6,649	0,696

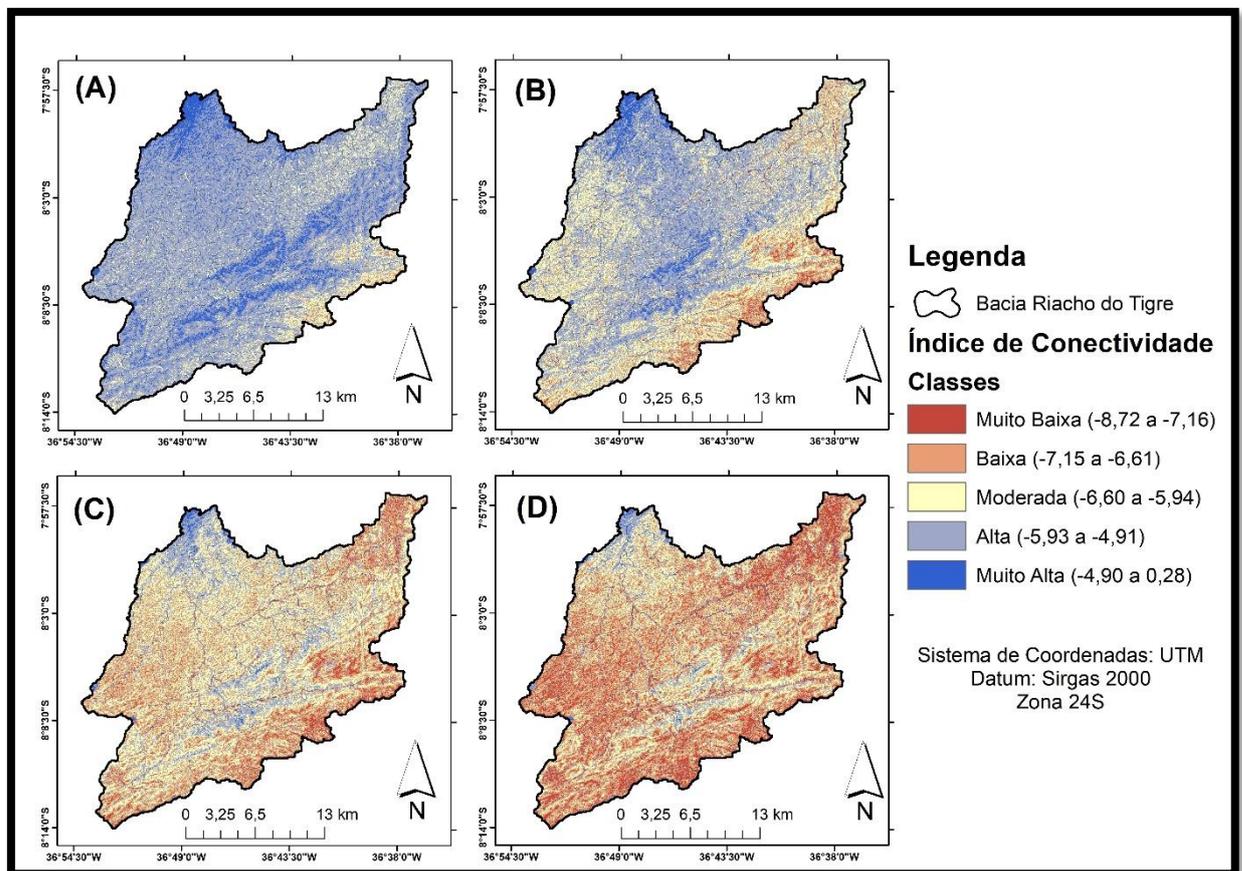
Fonte: O autor.

A Tabela 5 mostra os valores obtidos (mínimo, máximo, média e desvio padrão) do IC para cada cenário de vegetação. Os resultados apontam para uma maior conectividade no período mais seco e uma menor conectividade no período mais úmido. No cenário muito seco, o valor médio do IC é de -5,377 e o valor máximo é de 1,450, indicando a conectividade mais alta entre os quatro cenários. Já no período úmido, o valor médio do IC é de -6,649, indicando a conectividade mais baixa entre os quatro cenários. Os valores médios do IC referente aos

cenários seco e médio seguem a mesma dinâmica, a qual indica que quanto mais úmido a área estiver, menor será a conectividade.

Os mapas gerados para o IC de cada cenário (Figura 9) mostram claramente a variabilidade espacial e temporal da conectividade na Bacia Riacho do Tigre e o controle da vegetação sobre a conectividade. A conectividade aumenta conforme a redução da densidade da biomassa, podendo apresentar diferentes respostas hidrológicas. O mapa indica que, nos quatro cenários, prevalece uma conectividade muito alta e alta nos cenários muito seco e seco, respectivamente, além de moderada no cenário médio, e por fim, baixa e muito baixa no cenário úmido.

Figura 9. Mapas de classificação do Índice de Conectividade para os quatro cenários de vegetação: (A) muito seco; (B) seco; (C) médio; e (D) úmido.



Fonte: O autor.

A conectividade também apresentou ser mais alta no entorno da foz da bacia e das áreas de maior declividade (Figura 3). Na foz, os valores altos de conectividade são oriundos da alta captação hídrica que a área recebe, por ser lugar de encontro de fluxos de diferentes localidades da bacia. A degradação na foz da Bacia Riacho do Tigre – sobretudo, aquelas causadas pelas atividades antrópicas que resultam na remoção da vegetação – também pode ser um fator capaz

de influenciar nos valores altos de conectividade. Nas áreas de relevo montanhoso e escarpado a declividade é mais alta e o fluxo hidrológico possui maior energia de deslocamento, logo, os valores de conectividade tendem a ser mais altos nessas áreas.

Tabela 6. Classes de Conectividade distribuídas (%) para cada cenário de vegetação.

Classes de Conectividade (cenários)	Muito Baixa	Baixa	Moderada	Alta	Muito Alta
Muito seco	0,1%	1,4%	13,7%	66,6%	18,2%
Seco	2,2%	11,1%	31,8%	45%	9,9%
Médio	7,6%	28,9%	41,6%	18%	3,9%
Úmido	20,1%	38%	29,3%	9,9%	2,7%

Fonte: Os autores.

Em relação à área da bacia (Tabela 6), a conectividade classificada como alta é predominante em 66,6% da área em um cenário muito seco. No cenário seco, 45% da área apresenta conectividade alta e 31,8% apresenta conectividade moderada, sendo essas as classes predominantes nesse cenário. No cenário médio, ocorre a predominância de conectividade moderada (43,6% da área) e baixa (28,9% da área). E no cenário úmido, a conectividade baixa (38% da área) e moderada (29,3% da área) são predominantes, além de ser o cenário em que a conectividade muito baixa abrange os maiores espaços (20,1% da área) em relação às outras classes, isto é, mais que o dobro do valor apresentado no cenário médio (Tabela 6).

A Tabela 7 mostra o padrão do número de eventos diários de chuva em diferentes magnitudes de eventos, com dados de três estações que envolve os anos de 1994 a 2023. De modo geral, os meses de março e abril são os que apresentam maior quantidade de eventos diários de precipitação, como também são os meses com maior quantidade de eventos acima de 50 mm. De acordo com a Tabela 3, no mês de abril predomina os cenários de vegetação com densidade média e alta, que poderia que nesse mês a conectividade tende a ser mais baixa de acordo com os padrões encontrados.

Por outro lado, os meses de setembro, outubro e novembro são os que apresentam as menores quantidades de eventos diários, sobretudo setembro, que não contabilizou eventos com precipitação acima dos 25 mm (Tabela 7). Os valores de NDVI para as imagens de setembro, outubro e novembro são correspondentes às classes de densidade muito baixa e densidade baixa (Tabela 3). Logo, como setembro, outubro e novembro se enquadram em um cenário muito seco ou seco de vegetação, há tendência para ocorrência de uma conectividade estrutural alta nesses meses, conforme o mapa do Índice de Conectividade (Figura 9) e a Tabela 6.

Tabela 7. Quantidade de eventos diários de chuva (mm) para todos os meses do ano, referente aos dados de (1994-2023) das Estações Pluviométricas dos municípios de São João do Tigre (PB), Poçoão (PE) e Camalaú (PB).

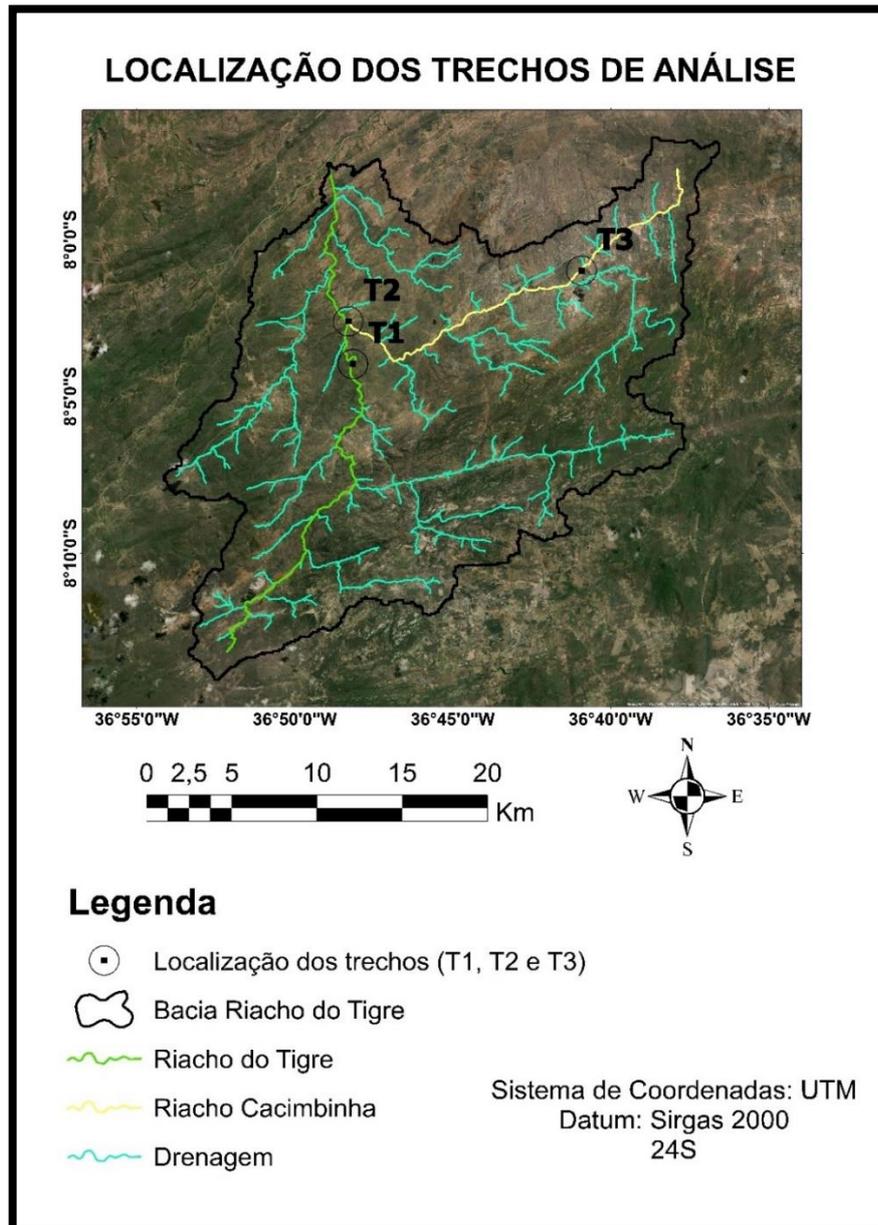
São João do Tigre	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO
Dias Chuvosos (mm)	Número de eventos diários de chuva											
0,1 – 9,9	9	16	15	32	56	79	106	122	112	64	63	27
10 – 24,9	1	3	2	17	31	32	34	38	28	14	12	5
25 – 49,9	0	2	5	7	13	13	25	15	11	5	2	1
> 50	0	1	1	4	4	1	11	5	3	1	0	0
Poçoão*	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO
Dias Chuvosos (mm)	Número de eventos diários de chuva											
0,1 – 9,9	51	13	23	22	51	50	71	79	127	160	175	109
10 – 24,9	8	6	38	11	29	35	43	36	44	64	58	19
25 – 49,9	0	2	16	3	11	13	20	27	15	20	7	5
> 50	0	1	3	5	3	3	14	4	2	1	1	0
Camalaú	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO
Dias Chuvosos (mm)	Número de eventos diários de chuva											
0,1 – 9,9	10	12	12	19	55	54	80	85	91	75	83	31
10 – 24,9	0	1	0	8	23	32	53	34	30	16	14	3
25 – 49,9	0	3	3	5	10	11	24	15	10	9	1	1
> 50	0	1	0	2	4	7	12	8	8	1	1	0

Fonte: O autor. *Entre 2008 e 2013 não há dados disponíveis para estação de Poçoão.

6.2. Comportamento da conectividade a partir dos padrões de chuva e vegetação: análise na escala de encosta.

Para buscar a compreensão do comportamento da conectividade em escala de encosta, foram selecionados três trechos fluviais (T1, T2 e T3) na Bacia Riacho do Tigre (Figura 10).

Figura 10. Localização dos trechos de análise: T1, T2 e T3.



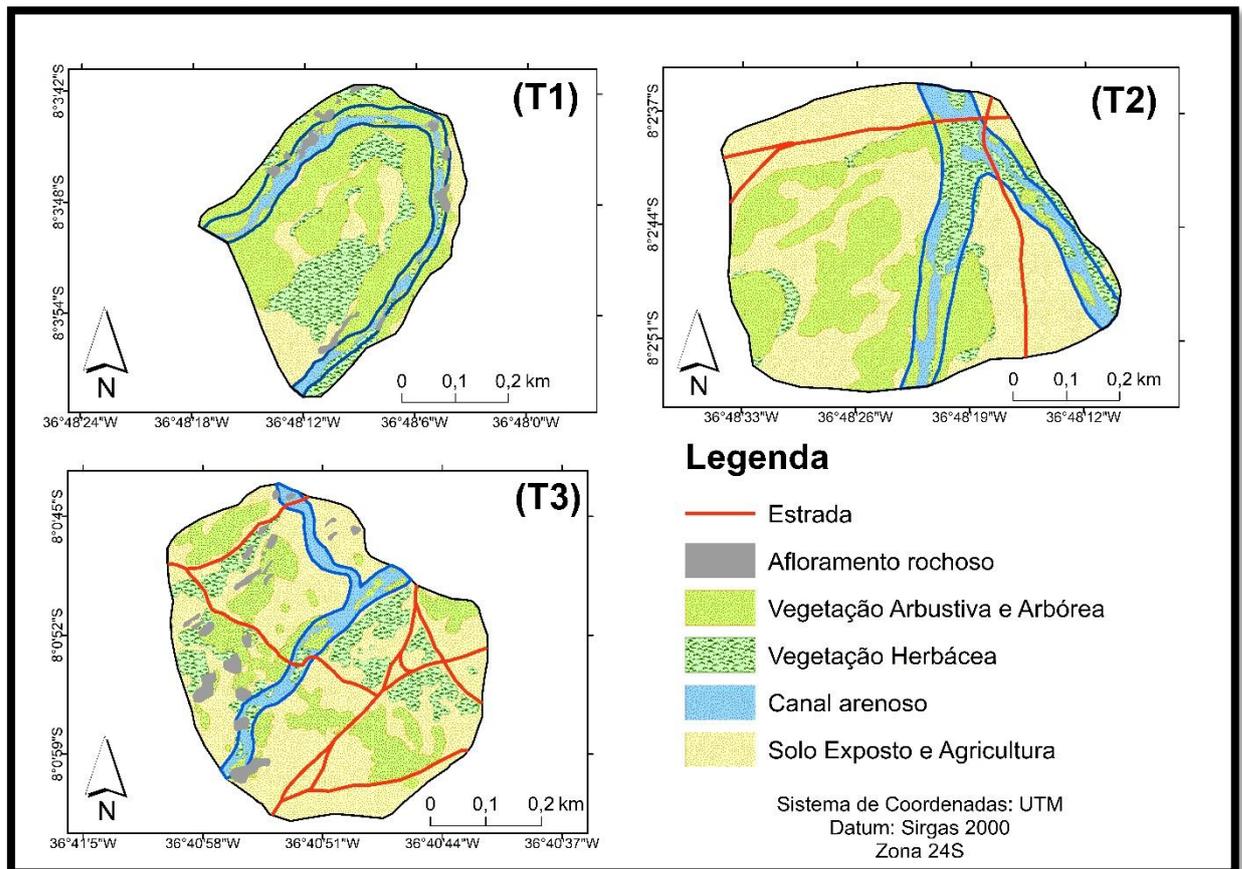
Fonte: o autor.

Os trechos foram escolhidos de forma que pudesse representar diferentes características em um ambiente fluvial, como a localização na bacia, a altitude, topografia, variação da densidade da cobertura vegetal, uso do terreno, captação hídrica a montante, entre outros

fatores. Desse modo, foram escolhidos dois pontos no riacho principal (Tigre) e um no segundo maior riacho (Cacimbinha). No riacho do Tigre, foi selecionado um trecho mais próximo da foz, situado na maior confluência da bacia (T2), além de outro trecho localizado na abrangência da zona intermediária, mais distante da foz, porém também distante das cabeceiras (T1). No riacho Cacimbinha, foi selecionado um trecho mais próximo das cabeceiras (T3). Os trechos serão detalhados em sequência a seguir.

O trecho 1 (T1) está situado no riacho do Tigre, nas proximidades da zona intermediária (zona de transporte), na perspectiva do perfil longitudinal. O T1 é o trecho que possui menos evidências de intervenções antrópicas, se comparado com os outros trechos (T2 e T3), já que não possui indícios de estradas atravessando os canais, além da ausência de práticas de agricultura e pecuária, como mostra o mapa de uso e ocupação do solo (Figura 11), que mantém uma única classe para representar as áreas de agricultura e solo exposto, visto que as práticas agriculturáveis sob o solo exposto costumam se alternar na área, dependendo da época do ano.

Figura 11. Mapa de uso e ocupação do solo dos trechos de análise.

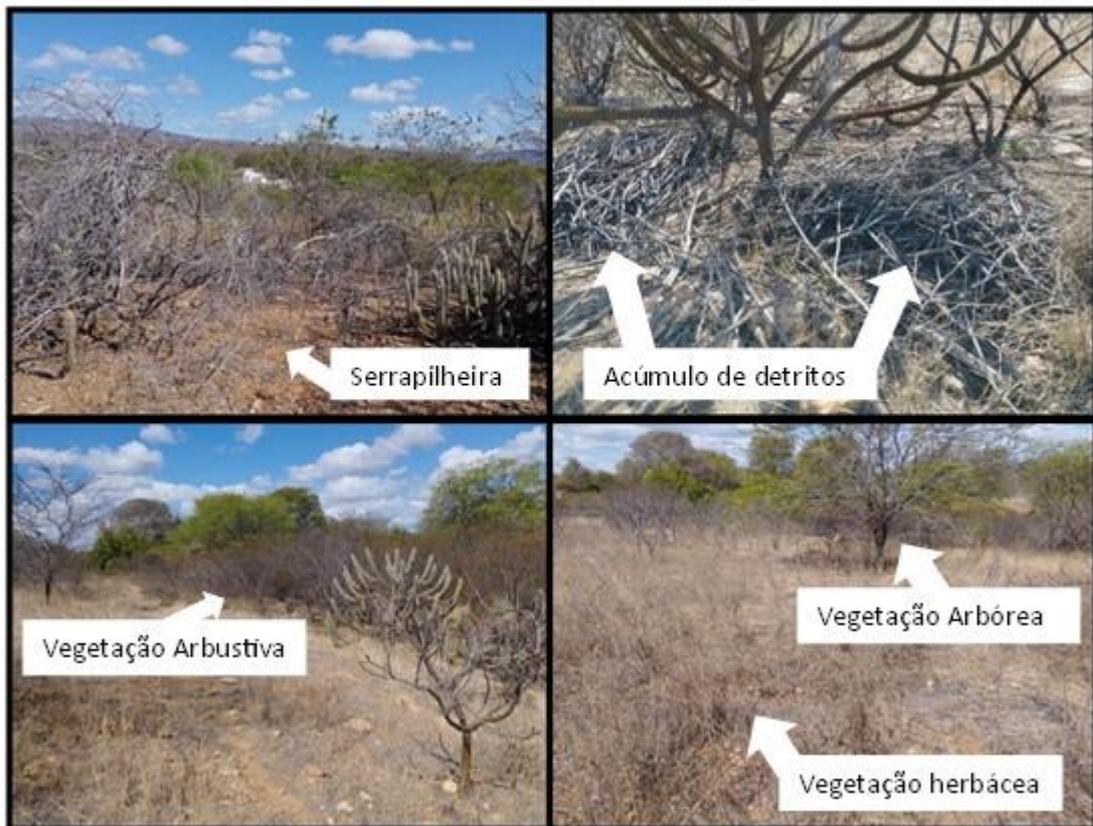


Fonte: o autor.

A cobertura vegetal chega a variar entre densa e intermediária nas encostas, composta majoritariamente por espécies arbóreas e arbustivas, que também estão representadas em uma

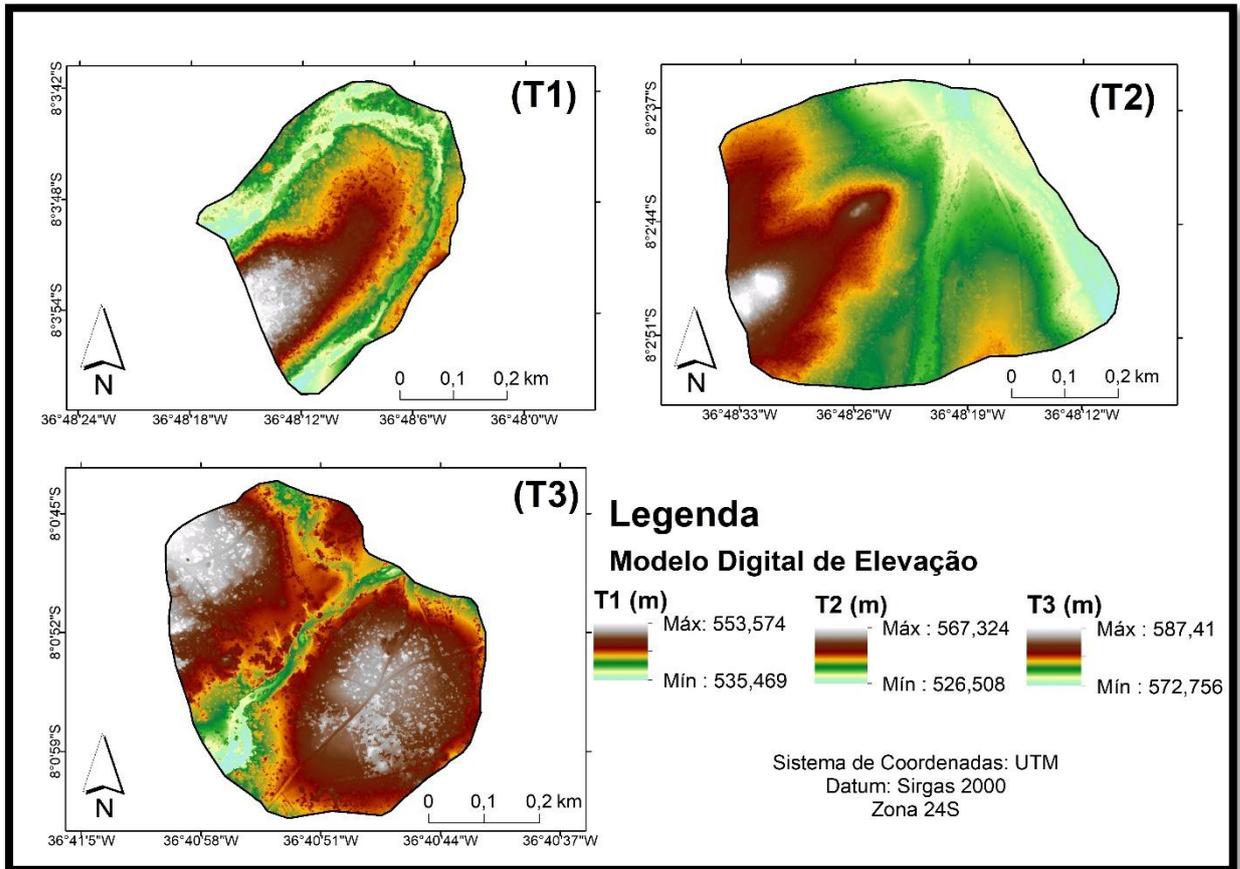
única classe no mapa (Figura 12). Grande parte do canal é semiconfinado, além do leito arenoso, com presença de alguns afloramentos rochosos. A elevação do terreno chega a variar quase 20 m no T1 (Figura 13), fazendo com que a encosta seja o principal controlador do caminho de fluxo, que é forçado a fazer uma curva para seguir seu curso até a foz (sentido sul-norte). Em relação aos outros trechos, o T1 é o único que não está situado em uma área de confluência entre rios, além de ser o trecho que apresenta a curva mais acentuada no canal fluvial.

Figura 12. Encosta adjacente à margem esquerda (T1): as fotografias nos quadrantes superiores mostram o acúmulo de detritos lenhosos e serrapilheira; já as fotografias nos quadrantes inferiores mostram a densidade da cobertura vegetal.



Fonte: o autor (06/11/2023).

Figura 13. Modelo Digital de Elevação dos trechos de análise.



Fonte: o autor.

O trecho 2 (T2) está situado na área de confluência entre os dois maiores rios da bacia, que é o riacho do Tigre e o riacho Cacimbinha (Figura 4). No T2 há alguns indícios de intervenções humanas nos ambientes fluviais, como as cercas, as estradas, as práticas relacionadas à agricultura e pecuária, entre outras. No entanto, a estrada de concreto (passagem molhada), que atravessa o riacho do Tigre, pode atuar como um elemento capaz de reduzir/dificultar o processo de conectividade, pois parte dos sedimentos ficam retidos a montante da estrada (Figura 12).

Os leitos dos canais são arenosos e a densidade cobertura vegetal tende a ser intermediária de maneira geral, com predominância de espécies arbustivas e herbáceas. O T2 é o trecho mais próximo da foz e de maior captação hídrica, estando a montante dos trechos 1 e 3, portanto, está situado nas áreas de menores altitudes, podendo chegar a 526 m no mínimo (Figura 13). A variação altimétrica pode chegar a 40 m entre o topo da encosta esquerda (adjacente ao riacho do Tigre) até o centro da confluência.

O trecho 3 (T3) se encontra no riacho Cacimbinha, em uma localização mais próxima das cabeceiras. Os ambientes fluviais do T3 são marcados por algumas intervenções antrópicas

e indicadores de erosão, o que pode ter relação com a declividade da área, que tende a ser mais acentuada no entorno das cabeceiras do riacho Cacimbinha (Figura 3), e, portanto, poderia potencializar a energia do fluxo, contribuindo para a formação de tais feições erosivas (Figura 14).

Figura 14. Indicadores de processos erosivos (T3): no quadrante esquerdo, as raízes das árvores estão expostas entre a encosta e a margem esquerda do canal; no quadrante direito, presença de voçorocamento na encosta da margem esquerda do canal.



Fonte: o autor (fotografias do dia 10 de março de 2023).

Assim como no T2, no T3 também há uma confluência entre rios, embora de menor magnitude em relação à área de captação, já que o afluente que forma a confluência com o riacho Cacimbinha possui extensão inferior a 600 metros. Os canais são arenosos com presença de alguns afloramentos rochosos, com predominância de processos erosivos na margem esquerda e deposição na margem direita em alguns trechos (Figura 15). É possível encontrar variadas marcas de pneus de automóveis e tratores no leito, pois a estrada atravessa o canal (Figura 11). O modelo digital de elevação (Figura 13) revela que o T3 está situado em áreas de maior altitude em relação aos outros trechos, com variação aproximada de 15 m entre o valor mínimo (572 m) e o valor máximo (587 m), mostrando o riacho Cacimbinha confinado entre duas encostas de cada lado.

Figura 15. Fotografia do leito do canal a jusante (T3).

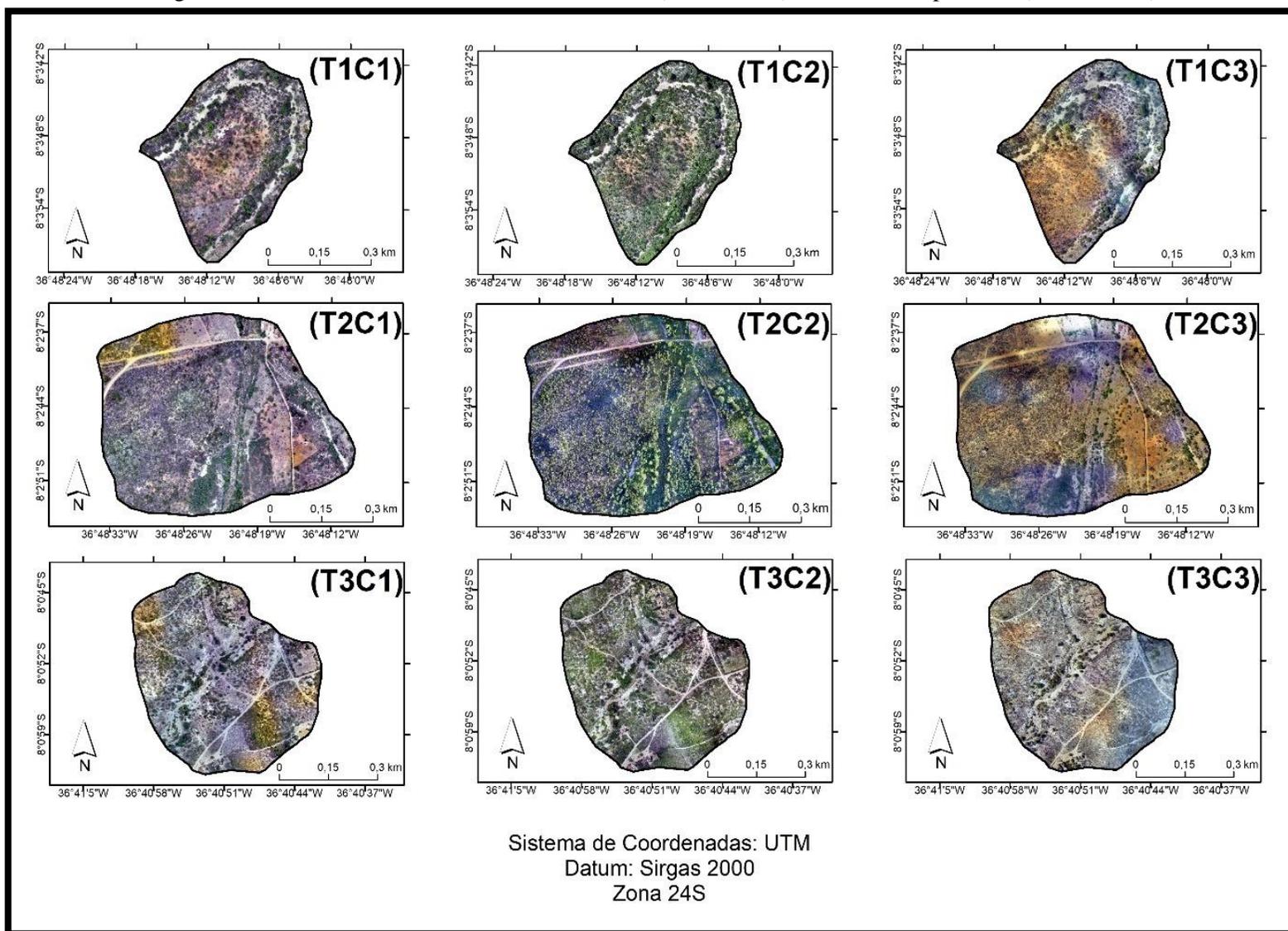


Fonte: o autor (fotografia do dia 10 de março de 2023).

Após a seleção e identificação dos trechos, foram realizados voos de drone (100 m), em três períodos diferentes, correspondente aos trabalhos de campo realizados, descritos aqui como C1, C2 e C3. O primeiro trabalho de campo (C1) foi realizado em 10 de março de 2023, no início da estação úmida. O segundo trabalho de campo (C2) foi concretizado em 12 de abril de 2023, no meio da estação úmida. E por fim, a execução terceiro trabalho de campo (C3) ocorreu em 6 de outubro de 2023, no meio do período seco. Desse modo, os trechos foram referenciados com essas nomenclaturas para se referir aos dados de determinados trabalhos de campo, como por exemplo, a denominação T2C3 para se referir aos dados do trecho 2 que são correspondentes ao trabalho de campo 3.

No T1, os voos cobriram uma área de 17 hectares e geraram 104 imagens em cada trabalho de campo; no T2, a área coberta alcançou 32 hectares, gerando 195 imagens por trabalho de campo; e no T3, os voos abrangeram uma área de 25 hectares, captando 148 imagens em cada trabalho de campo. Desse modo, com o processamento das imagens no software Agisoft Metashape, foi possível alinhar as imagens e criar os ortomosaicos de cada trecho, correspondentes aos três trabalhos de campo realizados (Figura 16).

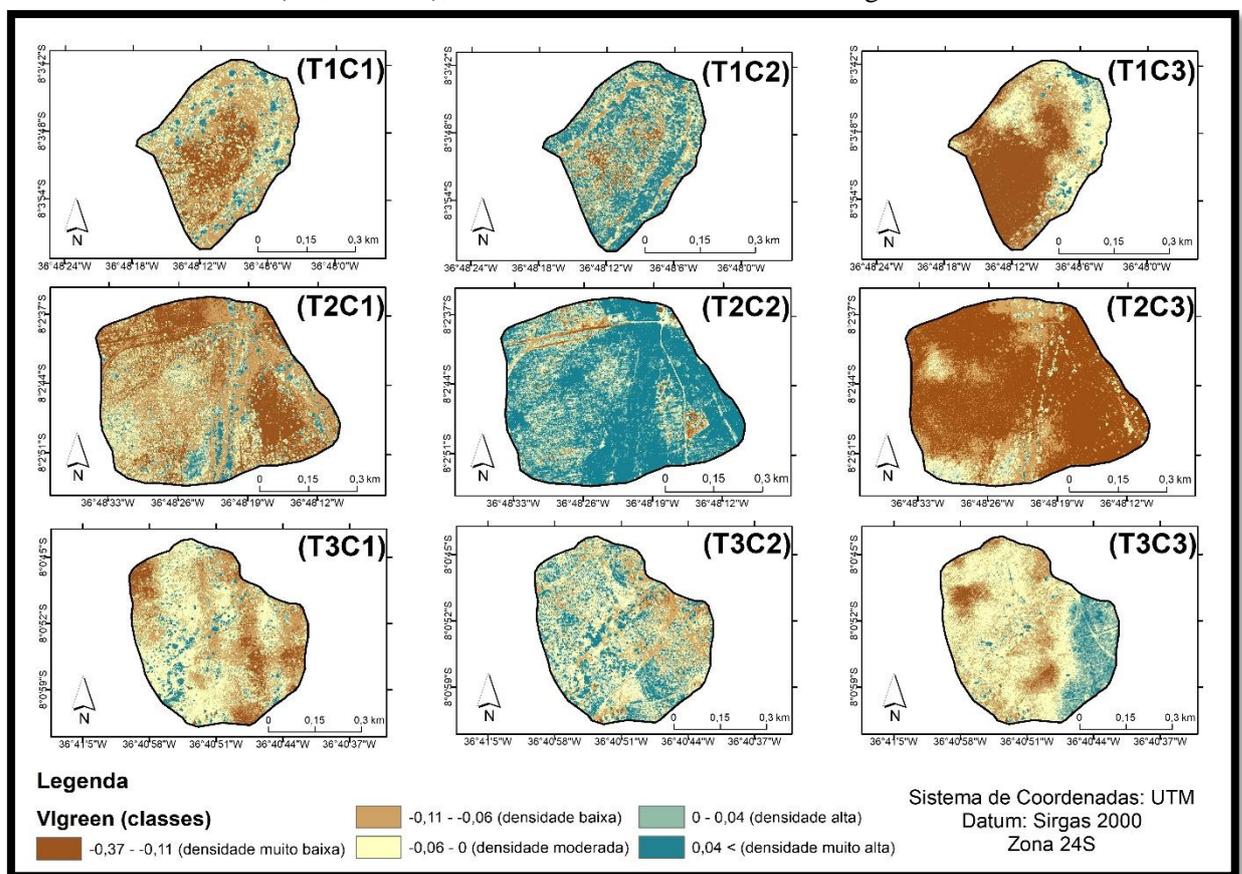
Figura 16. Ortofotomosaicos dos trechos de análise (T1, T2 e T3) em diferentes períodos (C1, C2 e C3).



Fonte: o autor.

Os ortofotomosaicos gerados em períodos diferentes exibem paisagens com volumes variados de densidade e tonalidade (cor) da cobertura vegetal, como por exemplo, a vegetação mais esverdeada e densa no T2C2, em relação à vegetação de cobertura esparsada, com maior abrangência de solo exposto como ocorre no T2C3. De modo geral em todos os trechos, é observado que o período com maior densidade de cobertura vegetal e que abrange uma maior área verde é o C2, que é o campo correspondente ao dia 12 de abril de 2023.

Figura 17. Mapas de vegetação dos trechos de análise (T1, T2 e T3) referente a três períodos distintos (C1, C2 e C3), conforme os valores obtidos do Vgreen.



Fonte: o autor.

Tais características observadas na Figura 16 coincidem com os valores gerados pelo Vgreen (Figura 17), cujo maiores valores – densidade muito alta – foram obtidos no C2 em todos os trechos, sobretudo, no T2. Vale salientar que o período em que foi realizado o C2 (12 de abril de 2023) coincide com os valores de NDVI gerados para bacia inteira, referente à imagem do dia 10 de abril de 2023, onde o valor médio do NDVI resultou em 0,378 e o máximo em 0,617, sendo classificada em um cenário de densidade alta. Logo, também é observado que

a densidade mais alta da cobertura vegetal no C2 também tem relação com os valores de chuva antecedente acumulada, que é de 249,2 mm para 90 dias e 260,6 mm para 120 dias contanto a partir do dia 10 e abril de 2023 (Tabela 3).

Os resultados obtidos do NDVI gerados para a escala de bacia teve respostas semelhantes aos do VIgreen gerados em todos os trechos, no entanto, vale ressaltar que os valores apresentam padrões diferentes, por se tratar de índices diferentes com aplicações em escalas distintas. Enquanto o NDVI geralmente apresenta valores acima de zero e costumam apresentar médias entre 0,2 e 0,3 nas classes de densidade média, além de 0~0,19 para a densidade muito baixa, o VIgreen apresenta valores negativos (-0,37 - -0,11) para densidade muito baixa, baixa e moderada, assim como valores positivos somente nas classes de densidade alta e muito alta. Normalmente, o VIgreen é sensível às áreas não vegetadas, podendo atribuir valores negativos para as áreas sem vegetação (HASHIM et al., 2021). Desse modo, o mapa de vegetação (Figura 17) e os valores obtidos em cada trecho para cada trabalho de campo mostram as características dos padrões de vegetação a partir do VIgreen (Tabela 8), demonstrando coerência em relação à cobertura vegetal distribuída nos ortofotomosaicos gerados (Figura 16).

No C1, a média do VIgreen apresentou valores muito próximos em todos os trechos, variando entre -0,05 e -0,07. Em relação à densidade da vegetação por área (%), no T1 e T2 houve predominância de densidade baixa, enquanto que no T3 a predominância é de densidade moderada, seguida de densidade baixa. Em todos os trechos, a porcentagem correspondente às classes alta e muito alta é menor que 10%, ou seja, um valor bem inferior em relação às classes baixa e moderada (Tabela 8), indicando a baixa resposta da vegetação em decorrência do comportamento das chuvas para o momento.

O C2 foi o período em que o VIgreen exibiu os maiores valores da média em relação ao C1 e C3. Entre os trechos, o T2 foi o que teve a maior média, enquanto o T3 apresentou a menor. Em relação às classes por área, o T2 teve 60% das terras classificadas com densidade muito alta, enquanto o T1 teve quase 40%. Somente o T3 não apresentou predominância absoluta de densidade muito alta, pois 41,2% das terras foram classificadas com densidade moderada (Tabela 8), o que pode ter relação com a degradação do ambiente devido à alta intensidade das atividades antrópicas neste trecho.

Tabela 8. Valores do VIgreen em trechos de análise (T1, T2 e T3) referente a três períodos distintos (C1, C2 e C3).

	T1	T2	T3
VIgreen: (C1) 10/03/2023			
Média	- 0,06	- 0,07	- 0,05
Máximo	0,53	0,66	1
Desvio Padrão	0,06	0,06	0,05
Classes de VIgreen: Densidade por área (%) –			
-0.37 - -0.11 (muito baixa)	18,0%	26,9%	10,3%
-0.11 - -0.06 (baixa)	39,1%	40,4%	33,6%
-0.06 - 0 (moderada)	27,2%	20,9%	44,5%
0 - 0.04 (alta)	8,4%	6,2%	6,3%
>0.04 (muito alta)	7,3%	5,6%	5,3%
VIgreen: (C2) 12/04/2023			
Média	0,01	0,06	- 0,01
Máximo	1	1	1
Desvio Padrão	0,08	0,09	0,06
Classes de VIgreen: Densidade por área (%) –			
-0.37 - -0.11 (muito baixa)	5,2%	1,5%	1,3%
-0.11 - -0.06 (baixa)	15,2%	4,2%	20,1%
-0.06 - 0 (moderada)	24,4%	14,5%	41,2%
0 - 0.04 (alta)	16,0%	19,1%	15,5%
>0.04 (muito alta)	39,2%	60,7%	21,9%
VIgreen: (C3) 06/10/2023			
Média	- 0,10	- 0,12	- 0,03
Máximo	1	0,25	1
Desvio Padrão	0,07	0,04	0,04
Classes de VIgreen: Densidade por área (%) –			
-0.37 - -0.11 (muito baixa)	41,6%	68,3%	4,2%
-0.11 - -0.06 (baixa)	24,9%	22,9%	23,8%
-0.06 - 0 (moderada)	27,3%	7,5%	52,5%
0 - 0.04 (alta)	3,8%	1,0%	12,8%
>0.04 (muito alta)	2,4%	0,3%	6,7%

Fonte: o autor.

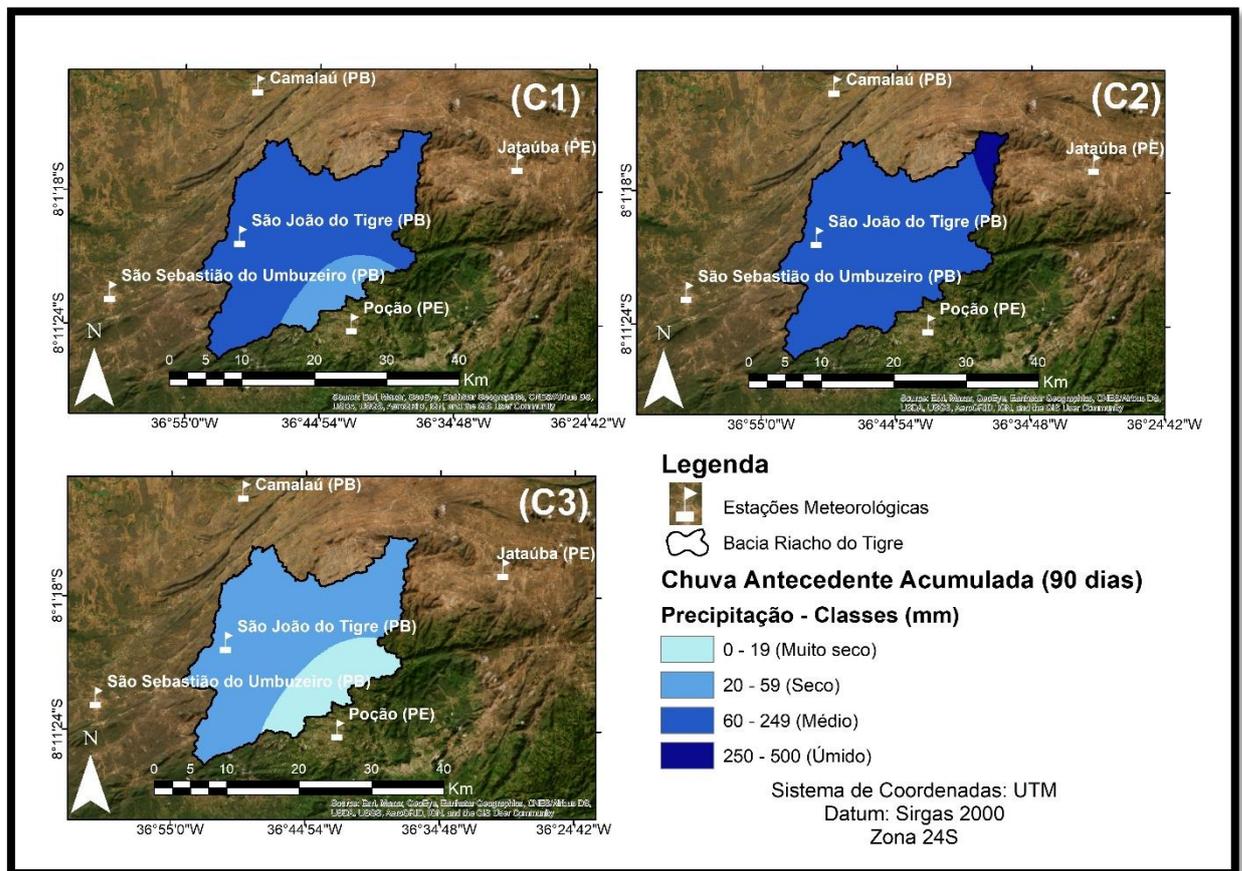
Já o C3, apresentou os menores valores de média do VIgreen, com exceção do T3 que teve a média mais alta do que no C1. No T1 e no T2, predominou a classificação da densidade muito baixa, sendo de 41,6% da área no T1 e 68,3% no T2. Apenas no T3 houve a predominância de densidade moderada. Os valores correspondentes à densidade alta também são maiores no T3 em relação ao T1 e T2, por outro lado no T1 e T2 a porcentagem por área chega a ser menor que 5% para a classe de densidade alta e a muito alta, no T3 essa porcentagem chega a ser de 12,8% para densidade alta e 6,7% para densidade muito alta (Tabela 8).

De maneira geral, o T1, T2 e T3 apresentaram maior densidade da cobertura vegetal em abril (C2), no meio do período chuvoso, e a menor ocorreu em outubro (C3) no T1 e T2, pois

no T3 a menor densidade ocorreu em março (C1), durante o período de início das chuvas em 2023.

Em relação à variação da média do VIgreen por período, o T1 e T2 apresentaram maior sensibilidade às mudanças de estações, pois apresentaram as maiores variações entre o período mais seco (-0,10 no T1 e -0,12 no T2) e o período mais úmido (0,01 no T1 e 0,06 no T2). Isso também refletiu na porcentagem das classes de densidade por área, pois no C2 a classe de densidade muito alta abrange quase 40% da área no T1 e 60% no T2, enquanto no C3, essa porcentagem é praticamente transferida para densidade de classe muito baixa, com 40,6% no T1 e 68,3% no T2. Já o T3 foi o que mostrou menos sensível às mudanças, variando a média do seu período mais seco (C1) de -0,05 para -0,01 no período mais úmido (C2).

Figura 18. Mapa de precipitação da Bacia Riacho do Tigre: chuva antecedente acumulada (mm) de 90 dias referente às datas do C1, C2 e C3.



Fonte: o autor.

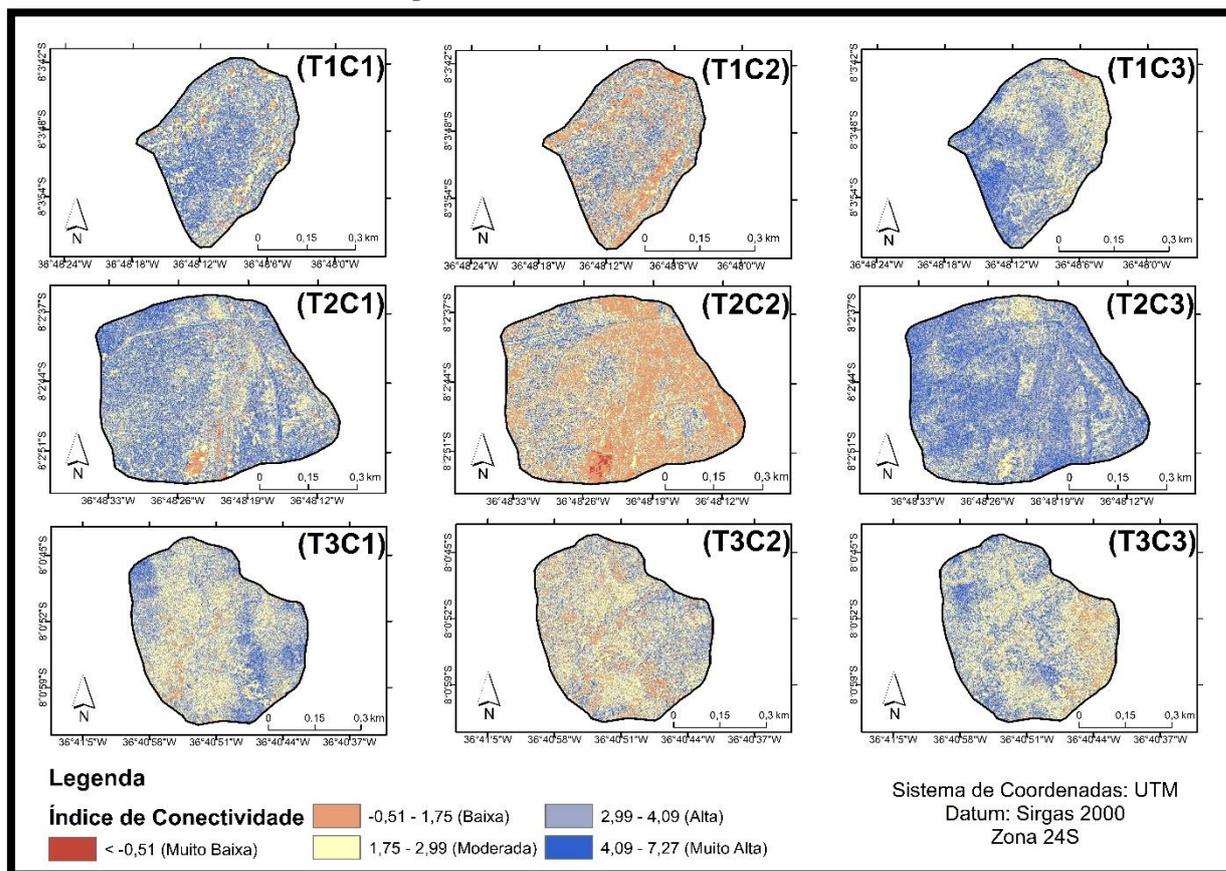
Assim como o exemplo mencionado anteriormente – sobre o valor do NDVI da imagem do dia 10 de abril de 2023 e a relação com a precipitação – a variação da densidade da cobertura vegetal – a partir do VIgreen – também tem mostrado relação com os valores obtidos de chuva

antecedente acumulada. Tal resposta é mostrada na distribuição da chuva acumulada antecedente em 90 dias, abrangendo a área da Bacia Riacho do Tigre em três períodos diferentes de 2023: 10 de março de 2023 (C1), 12 de abril (C2) e 6 de outubro (C3). O mapa é resultado da interpolação dos valores de precipitação diária obtidos das estações meteorológicas de quatro municípios que cerceia a área de pesquisa, além de São João do Tigre (Figura 18).

As classes referentes aos cenários (muito seco, seco, médio e úmido) foram agrupadas de acordo com o valor (mm) de chuva antecedente acumulada, conforme a classificação apresentada na Tabela 4. No C1, maior parte da área foi classificada em um cenário médio, e uma parte com cenário seco, com 77,3 mm de média. Assim como no C1, maior parte da bacia foi classificada em um cenário médio no C2, além de uma parte do território com classificação de um cenário úmido e com a maior média (249 mm) entre os três períodos. No C3, maior parte área foi classificada em um cenário seco, além de um cenário muito seco no restante da bacia, com média de 26,4 mm. Assim como foi constatado que a densidade da cobertura vegetal foi maior em abril (C2) e menor em outubro (C3) na maioria dos trechos analisados, o mesmo ocorre para os valores de chuva antecedente acumulada obtidos para esses três períodos, com a média maior em abril, menor em outubro e intermediária em março.

Desse modo, os resultados gerados na aplicação do VIgreen também refletiram nos resultados do Índice de Conectividade, pois nos trechos onde se teve as maiores médias do VIgreen (Tabela 8), também houveram as menores médias do IC (Tabela 9). O mapa mostra claramente a ocorrência de uma conectividade mais baixa no C2 e mais alta no C3, exceto no T3. No T3, o valor médio do VIgreen foi maior no C2, assim como no T1 e T2, mas o período em que a média do VIgreen foi menor é o C1, diferente do T2 e T3 onde o C3 teve a menor média do VIgreen. O mesmo acontece com os valores médio do Índice de Conectividade (Tabela 9), onde o C2 foi o período em que a média do IC prevaleceu a mais baixa entre os períodos analisados em todos os trechos, no entanto, o C3 é período com conectividade mais alta no T1 e T2, enquanto no C1 apresentou uma conectividade mais baixa no T3 (Figura 19).

Figura 19. Mapas do Índice de Conectividade dos trechos de análise (T1, T2 e T3) gerados em três períodos distintos (C1, C2 e C3).



Fonte: o autor.

Desse modo, assim como a precipitação afeta no desenvolvimento da cobertura vegetal, a conectividade acaba sendo influenciada pela presença ou ausência de vegetação. Nos períodos em que a cobertura vegetal era mais densa, os valores de conectividade foram os mais baixos em todos os trechos analisados, sobretudo no T2C2, que teve a maior média do VGreen no C2 (Tabela 8), e conseqüentemente, a menor média do IC (Tabela 9).

O T1 e o T3 apresentaram resultados semelhantes no C1 e C3, no entanto, no T3 a média do IC foi mais alta no C1. Já no T1, a média mais alta do IC ocorreu no C3. Em relação às classes, mais de 40% da área foi classificada com conectividade alta no T1C1, T2C1 e T3C1. No T1C2, maior parte da área foi classificada com conectividade moderada (32,9%), seguida de conectividade baixa (28,2%), enquanto no T2C2, 42,9% da área foi classificada como conectividade baixa, seguido de conectividade moderada (33,7%). No T3C2, a conectividade moderada se destacou com 45,2%. De forma geral o C2 foi o período em que a conectividade baixa foi maior que 15% das áreas dos trechos analisados. No T1C3 e T3C3 houve predominância de conectividade moderada e alta em maior parte da área, no entanto, a

conectividade mais alta ocorreu no T2C3, onde 54,6% da área foi classificada com conectividade alta e 24,6% com conectividade muito alta (Tabela 9).

Tabela 9. Valores do IC dos trechos de análise (T1, T2 e T3) referente a três períodos distintos (C1, C2 e C3).

	T1	T2	T3
IC: (C1) 10/03/2023			
Média	3,20	3,24	2,91
Mínimo	- 9,28	- 9,59	- 9,64
Máximo	7,27	7,25	6,70
Desvio Padrão	1,14	1,09	1,10
IC: Classes por área (%)			
< -0,51 (muito baixa)	0,9%	0,7%	1,4%
-0,51 – 1,15 (baixa)	5,6%	5,2%	5,6%
1,75 – 2,99 (moderada)	31,0%	29,4%	40,7%
2,99 – 4,09 (alta)	42,8%	44,4%	42,5%
4,09 – 7,27 (muito alta)	19,7%	20,3%	9,8%
IC: (C2) 12/04/2023			
Média	2,42	1,94	2,49
Mínimo	- 9,50	- 9,89	- 9,90
Máximo	7,02	7,18	7,02
Desvio Padrão	1,44	1,37	1,31
IC: Classes por área (%)			
< -0,51 (muito baixa)	1,3%	1,4%	1,6%
-0,51 – 1,15 (baixa)	28,2%	42,9%	17,0%
1,75 – 2,99 (moderada)	32,9%	33,7%	45,2%
2,99 – 4,09 (alta)	25,7%	16,1%	29,1%
4,09 – 7,27 (muito alta)	11,9%	5,9%	7,1%
IC: (C3) 06/10/2023			
Média	3,22	3,52	2,83
Mínimo	- 9,31	-8,34	-9,70
Máximo	7,40	7,32	7,23
Desvio Padrão	1,04	0,91	1,20
IC: Classes por área (%)			
< -0,51 (muito baixa)	0,1%	0,6%	1,5%
-0,51 – 1,15 (baixa)	2,8%	0,9%	7,0%
1,75 – 2,99 (moderada)	31,9%	19,3%	45,2%
2,99 – 4,09 (alta)	46,4%	54,6%	35,4%
4,09 – 7,27 (muito alta)	17,8%	24,6%	10,9%

Fonte: o autor.

De maneira geral, os três trechos analisados tiveram comportamento semelhantes no tocante à relação do comportamento das chuvas, das respostas exibidas pela vegetação e nas influências inferidas à conectividade sob a ótica de uma escala com maior nível de detalhe. Em abril, período com maior valor de chuva antecedente acumulada, a cobertura vegetal se mostrou mais densa e a conectividade apresentou valores mais baixos em relação a março e outubro. Em outubro, os valores de chuva antecedente acumulada foram menores em relação a abril e março,

implicando em uma cobertura vegetal menos densa, abrangendo uma porção maior de solo exposto e uma conectividade mais alta no T1 e T2. Em relação ao período com menor densidade da biomassa e maior conectividade, o T3 apresentou resultados diferentes em relação aos demais trechos, pois em março a cobertura vegetal foi a menor e a conectividade maior, ao invés da menor média em outubro, como aconteceu no T1 e T2, o que talvez tenha relação com a intensidade das ações humanas, que são frequentes no T3, e também com a maior quantidade de chuvas ocorridas nas cabeceiras do riacho Cacimbinha em abril (Figura 18), o que pode ter retardado um pouco mais a redução da densidade da biomassa para o período de outubro.

Ao analisar as principais diferenças na mudança da cobertura vegetal e da conectividade, vale ressaltar que há uma maior amplitude entre os valores (Vigreen e IC) entre o T1C2 e T1C3, assim como no T2C2 e T2C3. Essa diferença é nítida nos mapas (Figuras 17 e 19), já que em abril a densidade da vegetação se apresentava entre intermediária e densa, com maior parte das áreas classificadas com conectividade baixa e moderada, mas em outubro a cobertura vegetal se configurava como esparsa, além de conectividade alta em maior parte das áreas (Tabela 9).

6.3. Validação dos modelos.

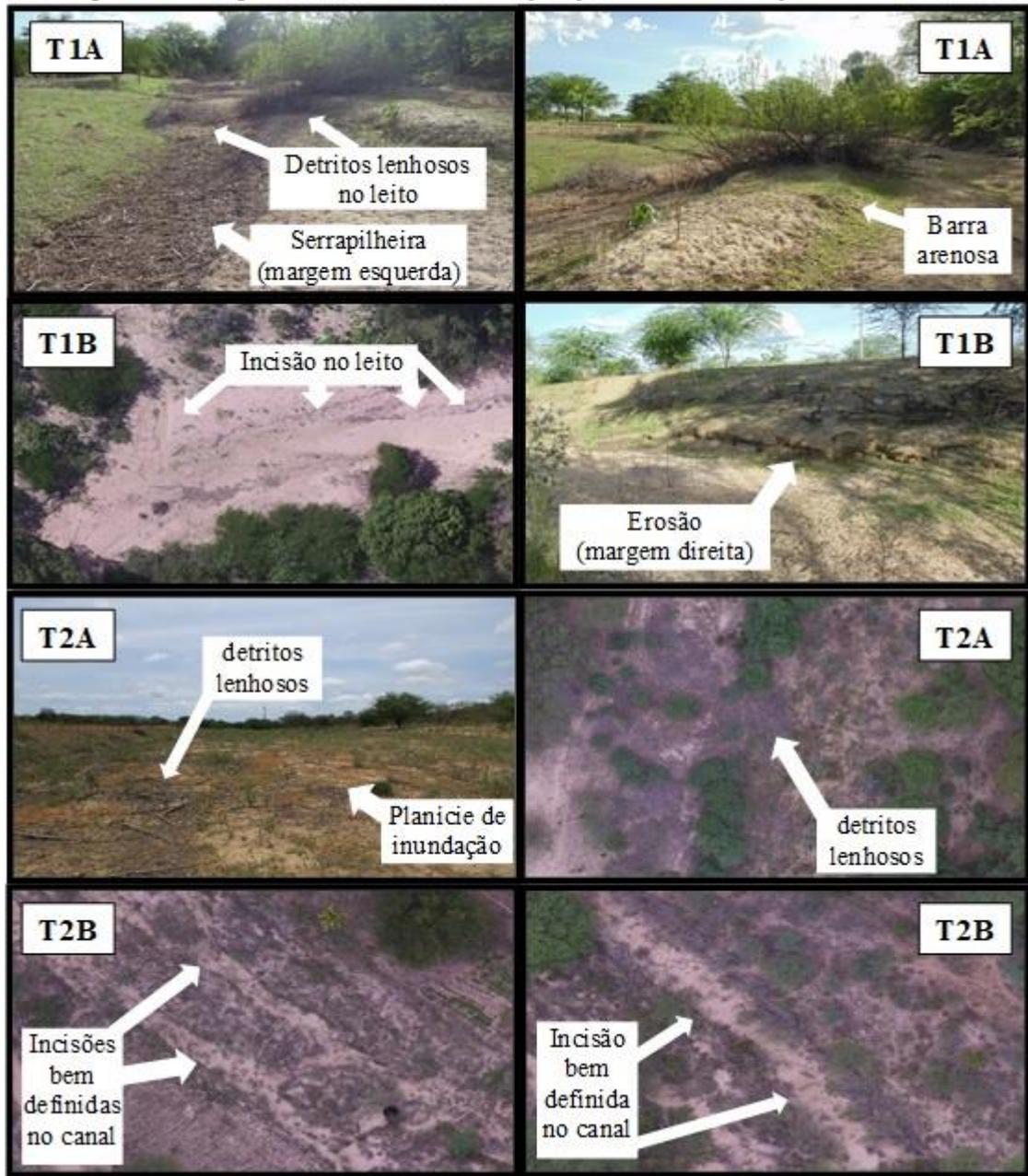
Após os resultados gerados pelos índices de conectividade em escalas diferentes (bacia e encosta), ocorre a etapa de validação dos modelos aplicados, que se deu através das observações de campo, mapeamento de campo e utilização do Índice de Conectividade de Campo (ICC). O ICC é um índice que atribui valores sobre a conectividade em campo, através da observação de alguns fatores a montante e a jusante de cada trecho analisado. Os valores do ICC podem variar de 0 (mínimo) a 100 (máximo) em cada trecho, e podem ser comparados com os valores obtidos de outros modelos.

Desse modo, dois trechos foram selecionados como representativos para aplicação do ICC, que são os trechos T1 e T2, justamente porque são os trechos com menor evidências de intervenções antrópicas em relação ao T3. Ademais, foram selecionados dois pontos de cada trecho: T1A, T1B, T2A e T2B. Nessa perspectiva, o intuito é comparar os valores gerados pelos índices de conectividade (IC gerado em escala de bacia e o IC gerado em escala de encosta) com o ICC, e discutir as possíveis semelhanças.

Os pontos foram selecionados a partir de maiores ou menores evidências de deposição e conexão. O T1A e o T2A são pontos em que a cobertura vegetal se concentra em maior parte na encosta esquerda do canal, com sinais de acúmulo de sedimentos e detritos lenhosos retidos a montante das árvores e arbustos. No T1A há ocorrências de barras arenosas com presença de vegetação, fazendo com que sedimentos fiquem retidos a montante dessa unidade geomórfica. Já o T2A não possui uma incisão bem definida no canal, o que contribui para a formação de planícies de inundação e acumulação de sedimentos finos, como silte e argila. Já os pontos T1B e T2B são os pontos em que há mais evidências de processos erosivos e sinais de vias de fluxo (Figura 20).

Para a escala de bacia, foi utilizado o IC do cenário médio, tanto no T1 como T2, visto que é o cenário mais comum encontrado na maior parte do ano na região. Para a escala de encosta, foi utilizado o T1C2, para os pontos T1A e T1B, além do T2C1, para os pontos T2A e T2B. Os períodos selecionados foram o C1 e C2, pois os resultados índices gerados nesses intervalos se aproximam mais do IC do cenário médio gerado para a bacia inteira, já que no C3 houve uma tendência maior para as classes de conectividade alta.

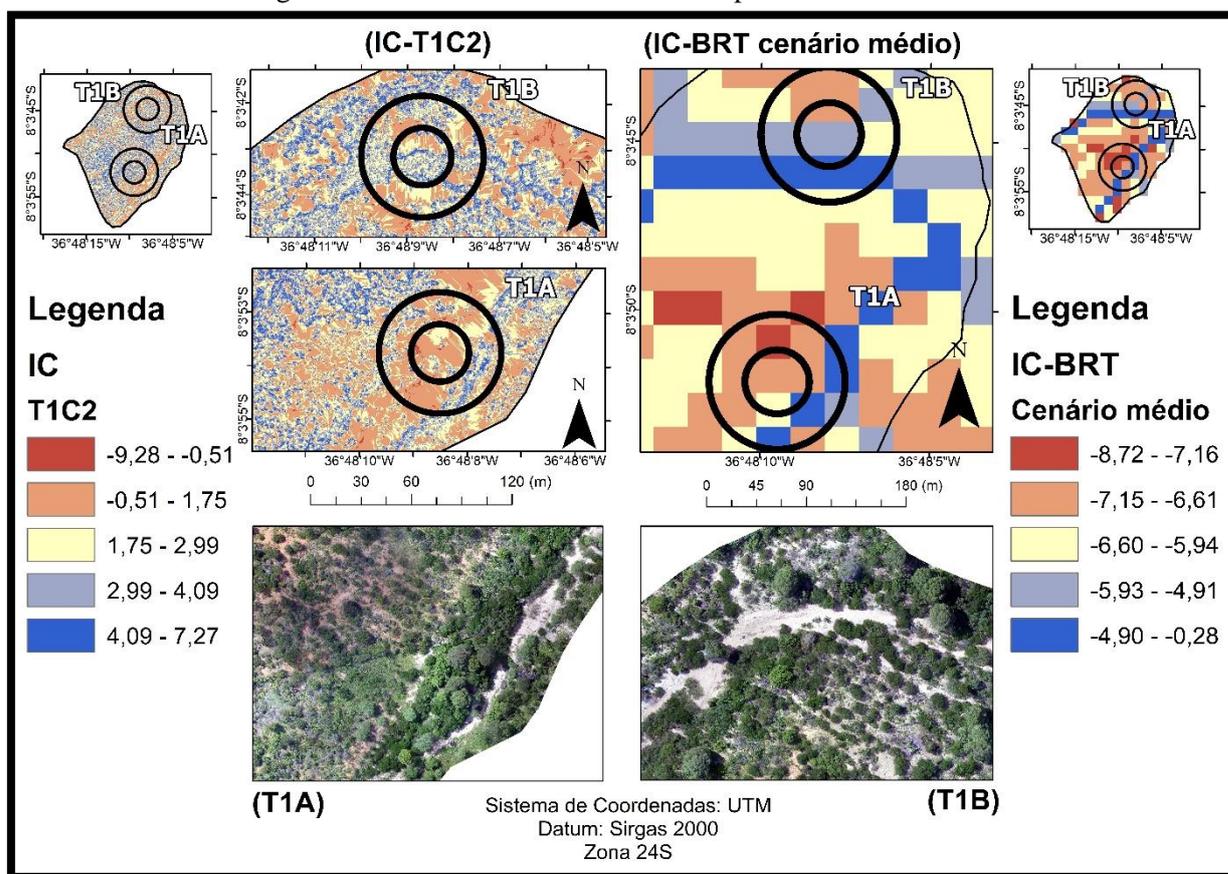
Figura 20. Fotografias de evidências de deposição e conexão nos pontos analisados.



Fonte: o autor.

O mapa a seguir mostra a localização dos pontos do trecho 1, assim como o IC em escala de encosta do lado esquerdo, o IC em escala de bacia do lado direito e os ortofotomosaicos de cada ponto na parte inferior (Figura 21).

Figura 21. Índices de Conectividade dos pontos T1A e T1B.

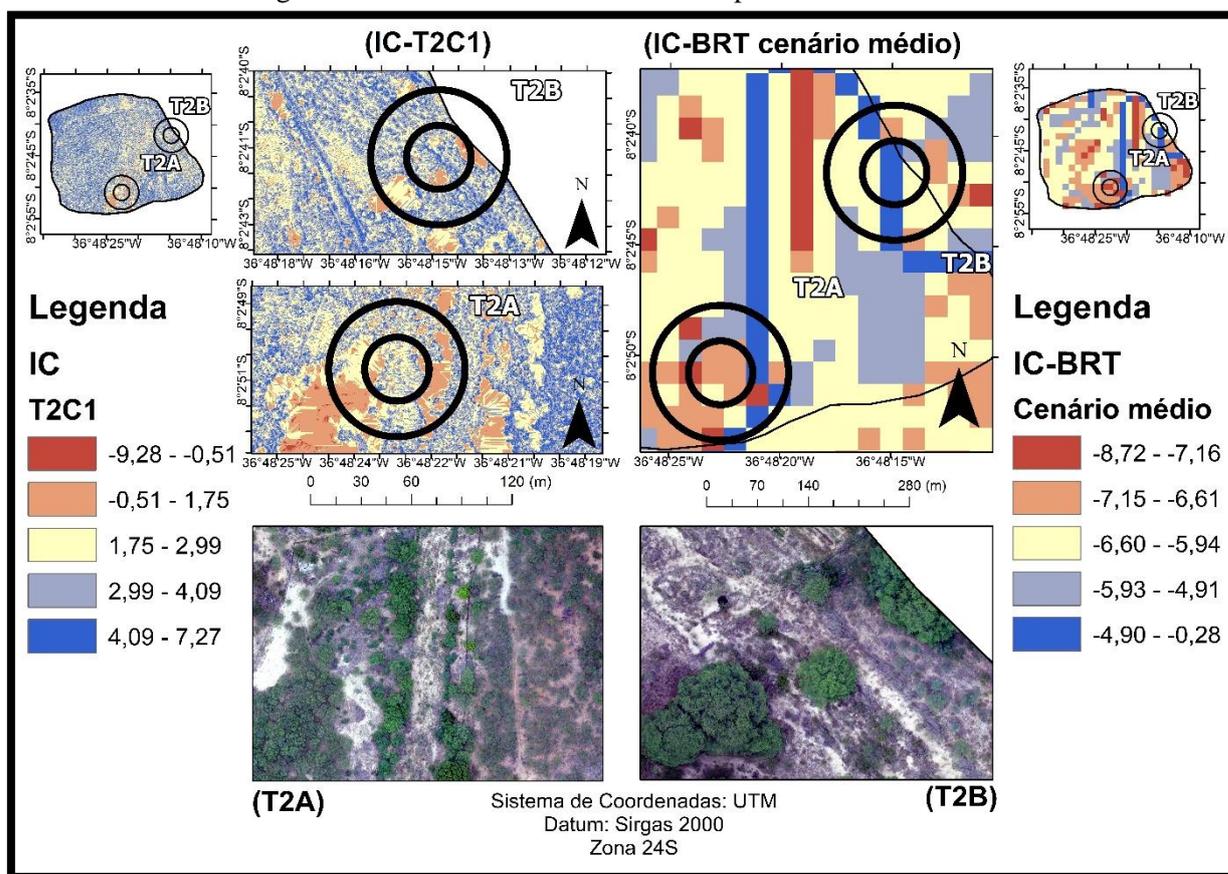


Fonte: o autor.

O T1A está localizado ao sul do trecho 1, com presença de uma cobertura vegetal densa na encosta esquerda próxima à margem do canal, onde há evidências claras de deposição e retenção de detritos lenhosos, tanto no canal quanto na encosta, dificultando as vias de fluxo, embora também haja algumas evidências de erosão na margem esquerda. O T1B está localizado ao norte do trecho 1, com cobertura vegetal um pouco mais esparsada no entorno do canal, que é mais largo do que o canal do ponto anterior, todavia apresenta evidências descontínuas de deposição a montante e a jusante.

A figura a seguir mostra a localização dos pontos do trecho 2 (Figura 22). O T2A está situado ao sul do trecho 2, nas mediações entre o riacho do Tigre e a encosta esquerda do canal, apresentando evidências claras de deposição na encosta e no canal, com presença de cobertura vegetal esparsada e planícies de inundação. O T2B abrange as áreas o extremo leste do trecho 2, localizado nas mediações do riacho Cacimbinha, com presença de cobertura vegetal esparsa, evidências descontínuas de deposição a montante e a jusante, além de evidências claras de incisões de via de fluxo no leito do canal.

Figura 22. Índices de Conectividade dos pontos T2A e T2B.



Fonte: o autor.

A tabela 10 mostra os valores atribuídos dos componentes a montante e a jusante dos trechos analisados em relação ao ICC, assim como também os valores finais do ICC e das médias dos índices de conectividade em escala de bacia e em escala de encosta. Em relação ao T1, os valores dos três índices apontam para uma conectividade maior no T1B do que no T1A. O mesmo ocorre com o T2, onde os valores dos índices foram maiores no T2B em relação ao T2A. Os três índices confirmam a menor conectividade nas áreas com maior evidência de deposição, tal como a maior conectividade em áreas com evidências mais claras de conexão. Logo, os valores encontrados nos índices em escalas de bacia e encosta, bem como suas variações entre os dois pontos de cada trecho, se mostraram coerentes entre si e também com os valores computados no ICC.

Os resultados apresentados neste tópico contribuem para a validação dos índices de conectividade aplicados em diferentes níveis de escala, auxiliando o entendimento da conectividade hidrossedimentológica em múltiplas dimensões espaciais. As avaliações de campo foram fundamentais no processo de validação, pois são capazes de garantir uma

avaliação válida da qualidade do modelo do IC, tal como avaliar a melhoria do modelo de acordo com as considerações ambientais da região (BECKER et al., 2017).

Tabela 10. Valores dos Índices de Conectividade dos pontos de análise

Subfatores	Componentes	T1A	T1B	T2A	T2B
Am (Área de captação – km ²)	Montante	30	30	30	15
Bm (Evidências de deposição nas vias de fluxo)		5	10	5	10
Cm1 (média de rugosidade da superfície de solo exposto)		10	10	5	15
Cm2 (Cobertura média do dossel em bosques e área basal da planta em pastos, bosques e plantações)		-	-	-	-
Wm (Fração de área exposta)		0,5	0,5	0,7	0,8
Aj (Distância do local de deposição)	Jusante	20	20	20	20
Bj (presença de <i>buffers</i> nas vias de fluxo)		10	20	10	20
Cj (Evidências de deposição nas vias de fluxo)		10	10	5	15
Dj1 (média de rugosidade da superfície de solo exposto)		10	15	5	10
Dj2 (Cobertura média do dossel em bosques e área basal da planta em pastos, bosques e plantações)		-	-	-	-
Wj (Fração de área exposta)		0,5	0,5	0,8	0,5
Índices de Conectividade					
ICC (FIC)		45,5	58	40,8	53,15
IC (escala de bacia - média)		-5,92	-5,69	-6,30	-5,61
IC (escala de encosta - média)		1,75	2,38	2,38	2,97

Fonte: o autor.

6.4. Contribuição da multiescala na análise da conectividade

Na perspectiva de avaliar a conectividade em diferentes escalas, este tópico traz uma breve discussão envolvendo os resultados encontrados nesta pesquisa com os da literatura, em diferentes ambientes, considerando também fatores como as escalas espaciais, a relação da vegetação e da chuva com a mudança sazonal conectividade, etc.

Para avaliar a potencial conexão das áreas fontes de sedimento com o canal principal de uma rede de drenagem, Mishra et al. (2019) aplicaram o índice de conectividade (IC *stream* ou *channel*) usando as equações originalmente proposta por Borselli et al. (2008) e posteriormente modificada por Cavalli et al. (2013), incluindo o fator C usado como fator W e baseado de acordo com as respostas do NDVI. A área de pesquisa é o alto curso do rio Kosi, uma área de aproximadamente 52,731 km², que inclui diferentes escalas espaciais no Tibete e no Nepal. A alta variabilidade espacial da conectividade (estrutural) de sedimentos se destacou nos resultados, fornecendo informações importantes sobre as dinâmicas de deposição em uma área geologicamente e geomorfologicamente complexa. A densidade da cobertura florestal contribuiu para a baixa conectividade e para a estabilização das encostas íngremes na bacia hidrográfica. Por outro lado, as áreas de pastagem têm contribuído para o aumento da conectividade em áreas mais elevadas, todavia, as áreas de pasto em terrenos planos e suaves são responsáveis pela redução da conectividade nesses ambientes. De forma geral, o fluxo de sedimentos tem sido controlado pela variável distribuição das encostas, das áreas de cobertura vegetal e dos diferentes usos da terra.

No caso da Bacia Riacho do Tigre, os resultados apresentados nessa pesquisa apontam principalmente para um controle maior da sazonalidade das precipitações sobre a conectividade, pois diferente da bacia do alto curso do rio Kosi – onde o fluxo hidrológico é alimentado por águas de degelo, influenciado por climas de monções, além de média pluviométrica anual que chegam a variar de 257,09 mm (mínimo) a 2691,94 mm (máximo) entre as sub-bacias da área –, o município de São João do Tigre possui média pluviométrica anual de 423,9 mm, conforme a média da precipitação total anual dos últimos 29 anos, isto é, uma média bem menor em relação ao alto curso do rio Kosi, típica do semiárido brasileiro.

Nesse sentido, a sazonalidade das precipitações exerce controle sobre a vegetação, pois nos períodos em que houveram os menores valores de chuva antecedente acumulada (menor que 60 mm), também houve uma tendência para a redução da biomassa (cenário seco e muito seco), bem como os valores mais baixos da média do NDVI (Tabela 3), apresentando uma conectividade mais alta nos períodos mais secos (Figura 9). Além dos padrões pluviométricos

e da distribuição da cobertura vegetal, as diferentes atividades humanas na Bacia Riacho do Tigre também podem causar efeitos sobre a conectividade, como: as passagens molhadas, que podem reter sedimentos a montante; as práticas de agricultura e pecuária extensiva que podem causar a degradação do solo e da vegetação nativa; os barramentos e demais construções nos ambientes fluviais, como poços e cercas, que podem impedir ou dificultar a conexão de água e sedimentos, além de alterar possíveis rotas de fluxo.

Nas encostas mais íngremes, com os maiores valores de declividade (Figura 3), é notável que há uma conectividade mais alta em todos os cenários (Figura 9), tal como ocorre no entorno do riacho Santa Maria (Figura 2), que é um riacho encaixado em um vale confinado em seu alto curso. No entanto, os pedimentos são as unidades de paisagens predominantes da Bacia Riacho do Tigre, ao invés das encostas íngremes, como ocorre em grande parte do alto curso da bacia do rio Kosin, chegando a variar entre 164 m a 8642 m, na qual incluem encostas do sudeste do Himalaia.

Em um trabalho de comparação entre diferentes versões de índice de conectividade – incluindo variações dos modelos do Borselli (2008) e do Cavalli (2013) –, Hooke, Souza e Marchamalo (2021) aplicam seis diferentes modelos na Sub-bacia do Cárcavo, correspondente a uma área de 14 hectares no sudeste espanhol, com precipitação média anual de 300 mm. Foram três aplicações seguindo o modelo do Borselli e três do Cavalli, onde em cada uma dessas aplicações, o fator W da equação do IC corresponde a um elemento distinto (índice de rugosidade, fator C ou coeficiente de rugosidade de Manning). Diferente do trabalho de Mishra et al. (2019) e da análise da conectividade em escala de bacia, realizada nesta pesquisa, onde os dados do modelo digital de elevação são provenientes de imagens de satélite (landsat), a pesquisa de Hooke, Souza e Marchamalo utilizaram dados obtidos a partir de voos de drone, assim como na análise da conectividade em escala de encosta, também realizada nesta pesquisa, justamente por se tratar de áreas de proporções pequenas, menores que 40 hectares.

Diante dos modelos testados, Hooke, Souza e Marchamalo (2021) afirmam que o modelo do Borselli aplicado com o fator C representa a conectividade mais próxima da realidade, sobretudo, em áreas onde a vegetação exerce uma influência significativa sobre o escoamento e a erosão, que é o caso da Bacia Riacho do Tigre, no qual também foi aplicado IC do Borselli com o fator C . Os resultados apresentados pelos autores mostram que as zonas de baixa conectividade estão em quase todos os campos e na maior parte das encostas, contudo, a alta conectividade avança sobre as áreas de solo exposto e também nas áreas com pouca cobertura vegetal. Tal característica na qual a conectividade tende a ser mais alta nas áreas de

solo exposto e áreas com vegetação esparsada também ocorre na Bacia Riacho do Tigre, como observado nos trechos analisados (T1, T2 e T3) nos três períodos diferentes que se configuram em cenários variados de vegetação, pois na época em que as áreas de solo exposto representavam menores proporções de terra entre os períodos avaliados (C2), foi também o momento em que a conectividade demonstrou ser mais baixa em todos os trechos (Figura 19). Os autores também destacam a abordagem de campo como necessárias para avaliar as variações micro topográficas e determinadas alterações causadas pela ação humana no terreno, apesar de que algumas dessas características podem ser observadas pelas imagens de drone.

Em outro trabalho, Franco e Souza (2019) buscam compreender a conectividade hidrológica e a conectividade de sedimentos em escala de bacia, através da análise do índice de conectividade na Bacia Riacho do Tigre. Os autores também aplicaram a versão do Borselli (2008) utilizando o fator C como fator W, porém, nesse caso Fator C é baseado na classificação de uso e cobertura da terra de um único mapa, diferente desta pesquisa onde o Fator C usado em cada cenário (muito seco, seco, médio e úmido) é baseado de acordo com as respostas do NDVI (Tabela 3), a partir da média calculada para cada agrupamento de classes (exceto o cenário úmido, por haver apenas uma imagem classificada nesta classe) conforme a densidade da cobertura vegetal. Logo, no trabalho de Franco e Souza (2019) há apenas um mapa do índice de conectividade da Bacia Riacho do Tigre, sem indicação de qual cenário de vegetação as respostas do IC representariam.

Já nesta pesquisa, foi realizada a aplicação do IC para os diferentes cenários de vegetação encontrados, além de discutida a relação da cobertura vegetal e da conectividade com os padrões de precipitação (CAA de 90 dias e 120 dias), por meio de dados de estações meteorológicas de cinco municípios do Nordeste brasileiro (São João do Tigre, Camalaú, São Sebastião do Umbuzeiro, Jataúba e Poção) correspondentes aos anos de 1994 a 2023, resultando em quatro mapas de conectividade. Ao analisar as semelhanças entre os índices de conectividade aplicados nas duas pesquisas, é possível afirmar que o mapa do IC gerado na pesquisa de Franco e Souza (2019) se aproxima mais dos ICs gerados provenientes de dados dos cenários seco e médio desta pesquisa (Figura 9).

Os resultados encontrados por Franco e Souza (2019) no mapa do IC foram comparados com seis pontos selecionados na bacia, os quais três estão localizados em locais que ocorrem baixa conectividade (área pedimentar com vegetação densa, área de topo plano com vegetação densa e área de confluência entre canais arenosos com baixo gradiente) e os outros três estão situados em terrenos de alta conectividade (área pedimentar com vegetação esparsa, área de

escarpa com declividade alta e canal de leito rochoso com alto gradiente). O único ponto da pesquisa de Franco e Souza (2019) que coincide com os trechos trabalhados aqui é o da área de confluência entre canais arenosos, classificado com conectividade muito baixa, sendo inclusive a mesma área do T2 desta pesquisa (Figura 11). Desse modo, o T2C2 apresentou a média mais baixa do IC (escala de encosta) entre todos os trechos e períodos, além de que a maior parte da área do T2C2 (42,9%) foi classificada como conectividade baixa (Tabela 9). Desse modo, as informações coincidem para uma conectividade mais baixa no T2 por ser uma área próxima da foz e baixo gradiente, contribuindo para os processos de deposição no trecho fluvial.

Em relação à validação dos modelos, todos os trabalhos mencionados neste tópico utilizaram da observação de campo para comparar as informações *in loco* com os resultados gerados pelos índices de conectividade aplicados, como também tiveram êxito em correlacionar os dados gerados pela modelagem com a realidade de cada pesquisa, identificando evidências de feições fluviais (unidades de paisagens, unidades geomórficas, ambientes fluviais modificados pela ação antrópica, etc.) que podem ser propícias para alta ou baixa conectividade (com potencial para favorecer a deposição ou impulsionar o transporte de sedimentos) tanto em campo quanto nos mapas, confirmando a eficácia do índice de conectividade em diferentes escalas espaciais e variados tipos de ambientes fluviais. Nesta pesquisa, além das evidências encontradas em campos e discussões levantadas acerca da eficácia dos índices, também foi realizada um índice de conectividade baseado nas informações de campo (ICC), proposto por Borselli (2008), onde os resultados foram comparados com as médias dos ICs em escala de bacia e em escala de encosta.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A obtenção de cinquenta e uma imagens de satélite que compreende a área da Bacia Riacho do Tigre permitiu que o NDVI fosse calculado em cada mês, porém de forma distribuída em diferentes anos que compreende uma escala de tempo que varia entre 2014 a 2023. A chuva antecedente acumulada (CAA) de 90 dias e 120 dias foram processadas a partir das datas de cada imagem obtida para discutir a relação dos padrões de precipitação com a distribuição da cobertura vegetal, porém, a CAA de 90 dias apresentou a melhor correlação com valores médios do NDVI.

A partir da média do NDVI de todas as imagens e da densidade da cobertura vegetal, foi possível encontrar quatro cenários de vegetação na Bacia Riacho do Tigre, de acordo com a classificação utilizada no mapeamento: densidade muito baixa, densidade baixa, densidade média e densidade alta. Os mapas de vegetação serviram de base para o mapeamento da conectividade estrutural de água e sedimentos, indicando uma alta variabilidade da densidade da biomassa em cada cenário e apresentando diferentes respostas em relação à CAA. Já os mapas de conectividade apontam para uma conectividade mais alta nos cenários muito seco e seco, moderada no cenário médio e mais baixa no cenário úmido. Dados de chuva de diferentes estações meteorológicas de 1994 a 2023 ressaltam que março é o mês com mais eventos acima de 50 mm, havendo uma tendência maior para eventos de alta magnitude nesse mês.

Em relação à conectividade em escala de encosta, foram utilizados dados processados a partir do uso de drone, onde foi possível gerar um total de nove ortofotomosaicos correspondentes aos trechos selecionados (T1, T2 e T3) em três períodos diferentes do ano de 2023 (C1, C2 e C3) correspondentes aos meses de março, abril e outubro. Além dos ortofotomosaicos, também foram gerados mapas temáticos de cada trecho, como de uso e ocupação do solo, modelo digital de elevação, vegetação e conectividade. O mapa da chuva antecedente acumulada (mm) de 90 dias foi gerado para a Bacia Riacho do Tigre a partir das datas de cada voo de drone (10 de março, 12 de abril e 6 de outubro). De forma geral, foi observado que em todos os trechos o período com maior densidade da vegetação foi o C2 conforme os valores do *VIgreen*, assim como também foi percebido a forte relação com os valores de chuva antecedente acumulada, que no C2 é correspondente a 249,2 mm para 90 dias e 260,6 mm para 120 dias.

Os períodos mais secos em relação à vegetação variaram entre os trechos, onde no T1 e T2 ocorreu no C3, enquanto que no T3 ocorreu no C1. Essa mesma sequência notada para a vegetação também acontece em relação à conectividade, pois o C2 também foi o período em

que a conectividade foi mais baixa em todos os trechos – sendo o T2C2, inclusive, o trecho com a conectividade mais baixa entre todos –, assim como a conectividade mais alta em cada trecho foi observada no T1C3, T2C3 e T3C1.

No tocante à validação dos modelos, os valores obtidos através do Índice de Conectividade de Campo (ICC) se mostraram eficazes para confirmar os valores encontrados nos índices de conectividade em escalas de bacia e encosta, nos dois pontos analisados de cada trecho, demonstrando coerência com as evidências encontradas em campo. Nessa perspectiva, todos os três índices de conectividade utilizados coincidiram em apontar uma maior conectividade nos pontos T1B e T2B, bem como uma conectividade mais baixa nos pontos T1A e T2A.

A discussão referente aos resultados obtidos nesta pesquisa com alguns trabalhos encontrados na literatura é bastante pertinente, pois contribui para o entendimento da conectividade em diferentes ambientes fluviais, do comportamento das chuvas, da adaptação da vegetação ao clima atuante em cada área e das feições naturais ou antrópicas que podem potencializar, reduzir ou até impedir a conectividade longitudinal e lateral. Apesar de que nesses trabalhos foram utilizados o mesmo índice de conectividade –IC de Borselli et al. (2008) –, cada pesquisa tiveram os procedimentos metodológicos adotados de forma adaptada aos seus objetivos e às características ambientais de suas respectivas áreas de estudo, com obtenção de dados de diferentes fontes (imagens de satélite e/ou UAV, dados secundários, etc.). Vale salientar que todas as pesquisas mencionadas no tópico 6.4 – incluindo este trabalho – realizaram o trabalho de campo para comparar as evidências percebidas *in loco* com os resultados obtidos através do índice de conectividade, reafirmando a importância da aproximação entre os modelos aplicados e as características naturais ou antropogênicas observadas em campo.

De maneira geral, a Bacia Riacho do Tigre é marcada pela presença em grande parte de solos rasos e/ou impermeáveis, como também pela distribuição irregular de manchas vegetadas e solo exposto, exercendo influência sobre o escoamento superficial que é altamente determinado pela sazonalidade climática. A variabilidade temporal da chuva é um fator importante para o transporte de sedimentos na Bacia Riacho do Tigre, devido à irregularidade das precipitações, à não-linearidade dos processos geomorfológicos e às características complexas do solo, da geologia e das ações antrópicas. Os resultados encontrados comprovam a hipótese inicial de que a conectividade de água e sedimentos variam conforme a distribuição da vegetação, ambas determinadas pela sazonalidade climática.

As análises da conectividade de sedimentos na Bacia Riacho do Tigre mostraram que em áreas bem vegetadas a conectividade se torna mais baixa, reduzindo a intensidade do escoamento superficial e dos processos erosivos e propiciando condições para potencializar os processos de infiltração e conectividade vertical, sendo esse um aspecto importante para a preservação e manutenção dos ambientes fluviais semiáridos, justamente por amortecer problemas que possam levar à degradação do sistema e à desertificação. Os dados obtidos e discutidos nesta pesquisa são importantes para o entendimento da conectividade estrutural de sedimentos em ambientes secos, podendo também servir como base de dados e contribuir com futuras avaliações para a conectividade funcional da Bacia Riacho do Tigre, fundamentais para o gerenciamento ambiental em múltiplas escalas espaciais e temporais, para a otimização do manejo do solo e dos meios de subsistência em terras agrícolas do semiárido.

8. REFERÊNCIAS

- AESA. Pluviometria Diário por Posto Pluviométrico entre os dias 01/01/1994 e 31/12/2023. **Disponível em:** <<http://sic.pb.gov.br/>>. Acesso em 12 de novembro de 2023., 2023.
- ALLEN, C. D. Chapter 2. Why Fieldwork? **Developments in Earth Surface Processes**, v. 18, n. 2006, 2014.
- ALMEIDA, J. D. M. DE; CORREA, A. C. D. B. CONECTIVIDADE DA PAISAGEM E A DISTRIBUIÇÃO DE PLAINOS ALUVIAIS EM AMBIENTE SEMIÁRIDO. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 21, n. 1, 2020.
- ALMEIDA, L.; SERRA, J. C. V. Modelos hidrológicos, tipos e aplicações mais utilizadas. **Revista da FAE**, v. 20, n. 1, 2017.
- AMOROS, C.; ROUX, A. L. Interactions between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. In: SCHREIBER, K. F. (Ed.). **Connectivity in Landscape Ecology**. Paderborn, Germany: Mu'nstersche Geographische Arbeiten, 1988. p. 125–130.
- BAARTMAN, J. E. M. et al. What do models tell us about water and sediment connectivity? **Geomorphology**, v. 367, 2020.
- BAAS, A. C. W. Chaos, fractals and self-organization in coastal geomorphology: Simulating dune landscapes in vegetated environments. **Geomorphology**, v. 48, n. 1–3, 2002.
- BAI, J. et al. Snowmelt water alters the regime of runoff in the arid region of Northwest China. **Water (Switzerland)**, v. 10, n. 7, 2018.
- BASTIN, J. F. et al. The extent of forest in dryland biomes. **Science**, v. 356, n. 6338, 2017.
- BECKER, S. et al. Aplicação De Um Índice De Conectividade Sedimentológica À Bacia Semiárida De Benguê, Ceará, Brasil. **III Simpósio Brasileiro de Recursos Naturais do Semiárido – SBRNS**, p. 1–6, Fortaleza (CE), 2017.
- BENNETT, A. et al. Quantifying Process Connectivity With Transfer Entropy in Hydrologic Models. **Water Resources Research**, v. 55, n. 6, 2019.
- BEVEN, K.; FREER, J. A dynamic topmodel. **Hydrological Processes**, v. 15, n. 10, 2001.
- BIONDI, D. et al. Validation of hydrological models: Conceptual basis, methodological approaches and a proposal for a code of practice. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 42–44, 2012.
- BLANTON, P.; MARCUS, W. A. Transportation infrastructure, river confinement, and impacts on floodplain and channel habitat, Yakima and Chehalis rivers, Washington, U.S.A. **Geomorphology**, v. 189, 2013.
- BORSELLI, L.; CASSI, P.; TORRI, D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. **Catena**, v. 75, n. 3, 2008.
- BOULTON, A. J. et al. Hydrological Connectivity in Intermittent Rivers and Ephemeral

Streams. In: THIBAUT DATRY, NÚRIA BONADA, A. B. (Ed.). **Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management**. [s.l.] Academic Press, 2017. p. 79–108.

BRACKEN, L. J. et al. **Concepts of hydrological connectivity: Research approaches, Pathways and future agendas**. **Earth-Science Reviews**, 2013.

BRACKEN, L. J. et al. Sediment connectivity: A framework for understanding sediment transfer at multiple scales. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, n. 2, 2015.

BRACKEN, L. J.; CROKE, J. The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. **Hydrological Processes**, v. 21, n. 13, 2007.

BRACKEN, L. J.; WAINWRIGHT, J. Geomorphological equilibrium: Myth and metaphor? **Transactions of the Institute of British Geographers**, v. 31, n. 2, 2006.

BRACKEN, L. J.; WAINWRIGHT, J. **Equilibrium in the balance? Implications for landscape evolution from dryland environments**. Geological Society Special Publication. **Anais...**2008.

BRIERLEY, G. et al. Reading the landscape: Integrating the theory and practice of geomorphology to develop place-based understandings of river systems. **Progress in Physical Geography**, v. 37, n. 5, 2013.

BRIERLEY, G. et al. The use of the river styles framework as a tool to “work with nature” in managing rivers in Brazil: Examples from the Macaé catchment. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 20, n. 4, 2019.

BRIERLEY, G.; FRYIRS, K.; JAIN, V. Landscape connectivity: The geographic basis of geomorphic applications. **Area**, v. 38, n. 2, 2006.

BRIERLEY, G. J.; FRYIRS, K. River styles, a geomorphic approach to catchment characterization: Implications for river rehabilitation in Bega catchment, New South Wales, Australia. **Environmental Management**, v. 25, n. 6, 2000.

BRIERLEY, G. J.; FRYIRS, K. A. **Geomorphology and River Management Applications of the River Styles Framework**. VICTORIA: BLACKWELL, 2005.

BRYSON, L. K. **An Erosion and Sediment Delivery Model for Semi-Arid Catchments**. Grahamstown: Dissertação de Mestrado, Rhodes University, 183 p., 2015.

CADOL, D.; WINE, M. L. Geomorphology as a first order control on the connectivity of riparian ecohydrology. **Geomorphology**, v. 277, 2017.

CAMMERAAT, E. L. H. RECONDES: Field Protocol version 1.0. In: HOOKE, J. M.; SANDERCOCK, P. J. (Eds.). **RECONDES. Final Report**. Portsmouth: University of Portsmouth, 2005. p. 100.

CAO, Z.; CARLING, P. A. Mathematical modelling of alluvial rivers: reality and myth. Part 1: General review. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Water and Maritime Engineering**, v. 154, n. 3, 2002.

CAVALCANTI, L. C. DE S. et al. TÉCNICAS DE CAMPO PARA DESCRIÇÃO DE GEOSSISTEMAS: RECONHECIMENTO EXPEDITO NA BORDA OESTE DO MACIÇO RESIDUAL DE POÇO DAS TRINCHEIRAS, ALAGOAS. **Geoambiente On-line**, n. 15, 2013.

CAVALCANTI, L. C. DE S. Geossistemas do Semiárido Brasileiro: Considerações Iniciais. **Caderno de Geografia**, v. 26, n. 2, 2016.

CAVALCANTI, L. C. DE S. GEOSSISTEMAS DE CURAÇÁ, BAHIA. **CLIO – Arqueológica**, v. 32, n. 3, 2017.

CAVALCANTI, L. C. DE S.; CORRÊA, A. C. D. B. Geossistemas e Geografia no Brasil. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 61, n. 2, 2017.

CAVALLI, M. et al. Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. **Geomorphology**, v. 188, 2013.

CAVALLI, M.; VERICAT, D.; PEREIRA, P. **Mapping water and sediment connectivity. Science of the Total Environment**, 2019.

CHURUKSAEVA, V.; STARCHENKO, A. **Mathematical Modeling of a River Stream Based on a Shallow Water Approach**. Procedia Computer Science. **Anais...2015**.

CORRÊA, A. C. DE B. et al. Megageomorfologia e morfoestrutura do Planalto da Borborema. **Revista do Instituto Geológico**, v. 31, n. 1–2, 2010.

COSTA, L.; NUNES, L.; AMPATZIDIS, Y. A new visible band index (vNDVI) for estimating NDVI values on RGB images utilizing genetic algorithms. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 172, 2020.

COTA, G. E. M.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P.; BARROS, L. F. DE P. PROCESSOS DE ENCOURAÇAMENTO DE LEITOS FLUVIAIS: SISTEMATIZAÇÃO DE BASES TEÓRICAS E ESTUDO DE CASO NA SERRA DO ESPINHAÇO MERIDIONAL (MG). **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 19, n. 4, 2018.

COVINO, T. Hydrologic connectivity as a framework for understanding biogeochemical flux through watersheds and along fluvial networks. **Geomorphology**, v. 277, 2017.

DA SILVA, R. M. et al. Hydrological simulation in a tropical humid basin in the cerrado biome using the SWAT model. **Hydrology Research**, v. 49, n. 3, 2018.

DANTAS, J. C. et al. Simulação vazão-erosão usando o modelo SWAT para uma grande bacia da região semiárida da paraíba. **Geociências**, v. 34, n. 4, 2015.

DATRY, T.; LARNED, S. T.; TOCKNER, K. **Intermittent rivers: A challenge for freshwater ecology. BioScience**, 2014.

DE ANDRADE, E. M. et al. Hydrological behaviour of vertisols in the Brazilian semi-arid region: the importance of rainfall of less than 30 mm¹. **Revista Ciencia Agronomica**, v. 51, n. 2, 2020.

DE GIROLAMO, A. M. et al. Hydrologic regime characterization for a semi-arid watershed.

Bodenkultur, v. 62, n. 1–4, 2011.

DE LUCENA, A. P.; PIRES, A. L.; FILGUEIRA, H. J. A. The NVDI use in the environmental degradation study of the Gramame river basin, Paraíba state. **Geociencias**, v. 36, n. 4, 2017.

DUARTE, N. S.; MARÇAL, M. D. S. Conectividade da paisagem na bacia do rio sana (RJ): Relação entre áreas de captação efetiva e tipos de bloqueios. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 18, n. 4, 2017.

DUVERT, C. et al. Baseflow control on sediment flux connectivity: Insights from a nested catchment study in Central Mexico. **Catena**, v. 87, n. 1, 2011.

FARIA, A. P. Transporte De Sedimentos Em Canais Fluviais De Primeira Ordem: Respostas Geomorfológicas. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 15, n. 2, 2014.

FRANCO, V. V.; SOUZA, J. O. P. DE. Conectividade de sedimentos na Bacia Hidrográfica Riacho do Tigre, ambiente semiárido no município de São João do Tigre-PB. **GEOUSP Espaço e Tempo (Online)**, v. 23, n. 3, 2019.

FRYIRS, K. (Dis)Connectivity in catchment sediment cascades: A fresh look at the sediment delivery problem. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 38, n. 1, 2013.

FRYIRS, K. A. et al. Buffers, barriers and blankets: The (dis)connectivity of catchment-scale sediment cascades. **Catena**, v. 70, n. 1, 2007.

FRYIRS, K. A. River sensitivity: a lost foundation concept in fluvial geomorphology. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 42, n. 1, 2017.

FRYIRS, K. A.; BRIERLEY, G. J. What's in a name? A naming convention for geomorphic river types using the river styles framework. **PLoS ONE**, v. 13, n. 9, 2018.

GARBIN, S. et al. Hydrological controls on river network connectivity. **Royal Society Open Science**, v. 6, n. 2, 2019.

GITELSON, A. A. et al. Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. **Remote Sensing of Environment**, v. 80, n. 1, 2002.

GOODRICH, D. C. et al. Southwestern Intermittent and Ephemeral Stream Connectivity. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 54, n. 2, 2018.

HASHIM, W. et al. A hybrid vegetation detection framework: Integrating vegetation indices and convolutional neural network. **Symmetry**, v. 13, n. 11, 2021.

HECKMANN, T. et al. **Indices of sediment connectivity: opportunities, challenges and limitations**. **Earth-Science Reviews**, 2018.

HENARES, S.; DONSELAAR, M. E.; CARACCILO, L. **Depositional controls on sediment properties in dryland rivers: Influence on near-surface diagenesis**. **Earth-Science Reviews**, 2020.

HILLMAN, J. R.; LUNDQUIST, C. J.; THRUSH, S. F. The challenges associated with

connectivity in ecosystem processes. **Frontiers in Marine Science**, v. 5, n. OCT, 2018.

HINRICH KAPLAN, N. et al. Monitoring ephemeral, intermittent and perennial streamflow: a dataset from 182 sites in the Attert catchment, Luxembourg. **Earth System Science Data**, v. 11, n. 3, 2019.

HOFFMANN, T. **Sediment residence time and connectivity in non-equilibrium and transient geomorphic systems**. **Earth-Science Reviews**, 2015.

HOOKE, J. Coarse sediment connectivity in river channel systems: A conceptual framework and methodology. **Geomorphology**, v. 56, n. 1–2, 2003.

HOOKE, J. et al. Introduction. In: **Combating Desertification and Land Degradation**. SpringerBriefs in Environmental Science: Springer, Cham, 2017. p. 1–12.

HOOKE, J. M. Morphological impacts of flow events of varying magnitude on ephemeral channels in a semiarid region. **Geomorphology**, v. 252, 2016.

HOOKE, J. M. Extreme sediment fluxes in a dryland flash flood. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, 2019.

HOOKE, J.; SOUZA, J. **Challenges of mapping, modelling and quantifying sediment connectivity**. **Earth-Science Reviews**, 2021.

HOOKE, J.; SOUZA, J.; MARCHAMALO, M. Evaluation of connectivity indices applied to a Mediterranean agricultural catchment. **Catena**, v. 207, 2021.

HOVADIK, J. M.; LARUE, D. K. Stratigraphic and structural connectivity. **Geological Society Special Publication**, v. 347, 2010.

HUANG, J. et al. Accelerated dryland expansion under climate change. **Nature Climate Change**, v. 6, n. 2, 2016.

HUANG, S. et al. **A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing**. **Journal of Forestry Research**, 2021.

JAEGER, K. L. et al. Geomorphology and Sediment Regimes of Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. U.S. geological survey information technology report, 2002-0010. In: **Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management**. [s.l: s.n.].

JAMES, L. A. **Ten conceptual models of large-scale legacy sedimentation – A review**. **Geomorphology**, 2018.

KARIM, F. et al. Modelling hydrological connectivity of tropical floodplain wetlands via a combined natural and artificial stream network. **Hydrological Processes**, v. 28, n. 23, 2014.

KESSTRA, S. et al. **The way forward: Can connectivity be useful to design better measuring and modelling schemes for water and sediment dynamics?** **Science of the Total Environment**, 2018.

KLEINA, M.; PAULA, E. V. DE; SANTOS, L. J. C. ANÁLISE COMPARATIVA DOS ESTILOS FLUVIAIS DO RIO SAGRADO (MORRETES/PR) PARA OS ANOS DE 2006 E

2011. **Revista Geografar**, v. 9, n. 1, 2014.

KOEN, E. L.; ELLINGTON, E. H.; BOWMAN, J. Mapping landscape connectivity for large spatial extents. **Landscape Ecology**, v. 34, n. 10, 2019.

LAPOINT, S. et al. Ecological connectivity research in urban areas. **Functional Ecology**, v. 29, n. 7, 2015.

LEIBOWITZ, S. G. et al. Connectivity of Streams and Wetlands to Downstream Waters: An Integrated Systems Framework. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 54, n. 2, 2018.

LESSCHEN, J. P.; SCHOORL, J. M.; CAMMERAAT, L. H. Modelling runoff and erosion for a semi-arid catchment using a multi-scale approach based on hydrological connectivity. **Geomorphology**, v. 109, n. 3–4, 2009.

LEVICK, L. R. et al. The Ecological and Hydrological Significance of Ephemeral and Intermittent Streams in the Arid and Semi-arid American Southwest. **US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.**, 2008.

LI, B. et al. Trends in runoff versus climate change in typical rivers in the arid region of northwest China. **Quaternary International**, v. 282, 2012.

LI, C. et al. **Drivers and impacts of changes in China's drylands. Nature Reviews Earth and Environment**, 2021.

LI, J. et al. Digital Elevation Models for topographic characterisation and flood flow modelling along low-gradient, terminal dryland rivers: A comparison of spaceborne datasets for the Río Colorado, Bolivia. **Journal of Hydrology**, v. 591, 2020.

LI, X. et al. Geological characteristics and development strategies for Cambrian Longwangmiao Formation gas reservoir in Anyue gas field, Sichuan Basin, SW China. **Petroleum Exploration and Development**, v. 44, n. 3, 2017.

LIMA, J. DA S.; NUNES, D. D.; CHECCHIA, T. E. Aplicação do modelo SWAT como ferramenta para análises hidrossedimentológicas na bacia hidrográfica do Rio Mutum Paraná – RO. **Geosul**, v. 36, n. 78, 2021.

LIMA, S.; FELTRIN, R. M. AVALIAÇÃO DA EVOLUÇÃO DO ASSOREAMENTO NA REGIÃO DAS MINAS DO CAMAQUÃ , MUNICÍPIO DE CAÇAPAVA DO SUL , RS. **XXV SBRH - Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, n. 55, p. 1–10, 2019.

LISENBY, P. E.; FRYIRS, K. A.; THOMPSON, C. J. River sensitivity and sediment connectivity as tools for assessing future geomorphic channel behavior. **International Journal of River Basin Management**, v. 18, n. 3, 2020.

LOPES, J. W. B.; PINHEIRO, E. A. R. Análise temporal da conectividade e da capacidade de transporte potencial de sedimentos em meso-bacia semiárida, CE, Brasil. **REVISTA AGRO@MBIENTE ON-LINE**, v. 7, n. 2, 2013.

LÓPEZ-VICENTE, M.; ÁLVAREZ, S. Influence of DEM resolution on modelling hydrological connectivity in a complex agricultural catchment with woody crops. **Earth**

Surface Processes and Landforms, v. 43, n. 7, 2018.

MA, R. et al. Hydrological connectivity from glaciers to rivers in the Qinghai-Tibet Plateau: Roles of suprapermafrost and subpermafrost groundwater. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 21, n. 9, 2017.

MADEJ, M. A. Recent changes in channel-stored sediment, Redwood Creek, California. In: **Geomorphic processes and aquatic habitat in the Redwood Creek basin, northwestern California**. California: U.S. Geological Survey Professional Paper 1454, 1989.

MAGAND, C. et al. **Intermittent Rivers and Ephemeral streams : What water managers need to know Edited by : Contributing authors**. [s.l.] Technical report – Cost ACTION CA, 2020.

MAHONEY, D.; BLANDFORD, B.; FOX, J. Coupling the probability of connectivity and RUSLE reveals pathways of sediment transport and soil loss rates for forest and reclaimed mine landscapes. **Journal of Hydrology**, v. 594, 2021.

MARCHAMALO, M.; HOOKE, J. M.; SANDERCOCK, P. J. Flow and Sediment Connectivity in Semi-arid Landscapes in SE Spain: Patterns and Controls. **Land Degradation and Development**, v. 27, n. 4, 2016.

MARTINS, L. L. et al. Calibração hidrológica do modelo SWAT em bacia hidrográfica caracterizada pela expansão do cultivo da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 2, 2020.

MCSWEENEY, K.; WINKLERPRINS, A. **Introduction to the Special Issue: Fieldwork in the 21ST st Century**. **Geographical Review**, 2020.

MICHAELIDES, K.; MARTIN, G. J. Sediment transport by runoff on debris-mantled dryland hillslopes. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 117, n. 3, 2012.

MILAN, D. et al. Morphodynamics of bedrock-influenced dryland rivers during extreme floods: Insights from the Kruger National Park, South Africa. **Bulletin of the Geological Society of America**, v. 130, n. 11–12, 2018.

MISHRA, K. et al. Towards the assessment of sediment connectivity in a large Himalayan river basin. **Science of the Total Environment**, v. 661, 2019.

MOLDEN, D. J. et al. The Great Glacier and Snow-Dependent Rivers of Asia and Climate Change: Heading for Troubled Waters. In: **Water Resources Development and Management**. [s.l.: s.n.].

MORGAN, B. E. et al. Lateral and longitudinal distribution of riparian vegetation along an ephemeral river in Namibia using remote sensing techniques. **Journal of Arid Environments**, v. 181, 2020.

MUKHARAMOVA, S. S.; YERMOLAEV, O. P.; VEDENEEVA, E. A. **Modern Approaches to Mathematical Modeling of River Runoff in the Territory of the European Part of Russia**. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. **Anais...**2018.

NAJAFI, S. et al. **Sediment connectivity concepts and approaches**. **Catena**, 2021.

OGDEN, F. L. Geohydrology: Hydrological Modeling. In: **Encyclopedia of Geology**. [s.l: s.n.].

PEREZ, A. B. A. et al. Connectivity of ephemeral and intermittent streams in a subtropical atlantic forest headwater catchment. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 6, 2020.

PHILLIPS, J. D. Sources of nonlinearity and complexity in geomorphic systems. **Progress in Physical Geography**, v. 27, n. 1, 2003.

PHILLIPS, J. D. Changes, perturbations, and responses in geomorphic systems. **Progress in Physical Geography**, v. 33, n. 1, 2009.

PHILLIPS, J. D. Emergence and pseudo-equilibrium in geomorphology. **Geomorphology**, v. 132, n. 3–4, 2011.

POEPPL, R. E. et al. Managing sediment (dis)connectivity in fluvial systems. **Science of the Total Environment**, v. 736, 2020.

POEPPL, R. E.; KEESSTRA, S. D.; MAROULIS, J. A conceptual connectivity framework for understanding geomorphic change in human-impacted fluvial systems. **Geomorphology**, v. 277, 2017.

POWELL, D. M. Dryland rivers: Processes and forms. In: **Geomorphology of Desert Environments**. [s.l: s.n.].

PRINGLE, C. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? **Hydrological Processes**, v. 17, n. 13, 2003.

REID, S. C. et al. Does hydrological connectivity improve modelling of coarse sediment delivery in upland environments? **Geomorphology**, v. 90, n. 3–4, 2007.

RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. Conceitos básicos de modelagem hidrológica: Capítulo 2. **Journal of Chemical Information and Modeling**, v. 53, 2013.

RINK, K. et al. A data exploration framework for validation and setup of hydrological models. **Environmental Earth Sciences**, v. 69, n. 2, 2013.

ROCHA, P. C. Conectividade Hidrológica E Aspectos Físico-Químicos No Sistema Rio Baía/Canal Corutuba/Rio Ivinheima, Região Se De Mato Grosso Do Sul-Brasil. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros**, v. 1, n. 1, p. 69–78, 2004.

RUFINO, M. K. G. et al. Leaf deciduousness and flowering of woody caatinga species. **Biotemas**, v. 33, n. 4, 2020.

SACO, P. M. et al. Using hydrological connectivity to detect transitions and degradation thresholds: Applications to dryland systems. **Catena**, v. 186, 2020.

SAEED, F. H.; AL-KHAFAJI, M. S.; AL-FARAJ, F. Hydrologic response of arid and semi-arid river basins in Iraq under a changing climate. **Journal of Water and Climate Change**, v. 13, n. 3, p. 1225–1240, 2022.

SALGADO, A. A. R.; SALGADO, L. P. R. Hipóteses, observação e insights na evolução do

conhecimento geomorfológico: a importancia do trabalho de campo. **Caderno de Geografia**, v. 31, n. 64, 2020.

SANDERCOCK, P. J.; HOOKE, J. M.; MANT, J. M. Vegetation in dryland river channels and its interaction with fluvial processes. **Progress in Physical Geography**, v. 31, n. 2, 2007.

SANTANA, A. S. DE; SANTOS, G. Impactos da seca de 2012-2017 na região semiárida do Nordeste: notas sobre a abordagem de dados quantitativos e conclusões qualitativas. **Boletim Regional, Urbano e Ambiental**, p. 119–129, 2020.

SAUQUET, E. et al. Classification and trends in intermittent river flow regimes in Australia, northwestern Europe and USA: A global perspective. **Journal of Hydrology**, v. 597, 2021.

SCAPIN, J.; PAIVA, J. B. D. DE. CARACTERIZAÇÃO DO TRANSPORTE DE SEDIMENTOS EM UM PEQUENO RIO URBANO EM SANTA MARIA – RS. 7º **Simpósio de Hidráulica e REcursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa-SILUSBA**, 2004.

SCHOPPER, N. et al. Analysis of lateral sediment connectivity and its connection to debris flow intensity patterns at different return periods in the Fella River system in northeastern Italy. **Science of the Total Environment**, v. 658, 2019.

SIDLE, R. C. **Strategies for smarter catchment hydrology models: incorporating scaling and better process representation**. **Geoscience Letters**, 2021.

SILVA, A. F. P. DE L. **ANÁLISE HIDROSEDIMENTOLÓGICA E GEOQUÍMICA DOS AMBIENTES ALUVIAIS DA BACIA RIACHO DO TIGRE, SEMIÁRIDO PARAIBANO**. João Pessoa: Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal da Paraíba, 117 p, 2019.

SILVA, A. F. P. DE L.; SOUZA, J. O. P. DE. CARACTERIZAÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA DOS TRECHOS ALUVIAIS DA BACIA RIACHO DO TIGRE – PB. **Caminhos de Geografia**, v. 18, n. 63, p. 57–89, 2017.

SILVA, A. F. P. DE L.; SOUZA, J. O. P. DE. GEOQUÍMICA E MINERALOGIA DOS DEPÓSITOS ALUVIAIS NA BACIA DO RIACHO DO TIGRE, SEMIÁRIDO PARAIBANO. **GEOgraphia**, v. 22, n. 49, 2020.

SILVA, A. F. P. DE L.; SOUZA, J. O. P. DE. Análise da qualidade da água nos aquíferos aluviais da bacia Riacho do Tigre – PB : Uma abordagem hidrológica em ambientes fluviais semiáridos no Brasil . **Revista De Geografia Norte Grande**, v. 83, p. 1–13, 2022.

SILVA JR, V. P. et al. Produção de água e sedimentos em bacia representativa do semiárido pernambucano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 10, 2011.

SINGH, M.; SINHA, R.; TANDON, S. K. Geomorphic connectivity and its application for understanding landscape complexities: a focus on the hydro-geomorphic systems of India. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 46, n. 1, 2021.

SOUZA, J. O. P. DE. Dos sistemas ambientais ao sistema fluvial – uma revisão de conceitos. **Caminhos de Geografia**, v. 14, n. 46, 2013.

SOUZA, J. O. P. DE; ALMEIDA, J. D. M. DE. PROCESSOS FLUVIAIS EM TERRAS SECAS: UMA REVISÃO. **OKARA: Geografia em debate**, v. 9, n. 1, 2015.

SOUZA, J. O. P. DE; CORREA, A. C. B. Conectividade e área de captação efetiva de um sistema fluvial semiárido: bacia do riacho Mulungu, Belém de São Francisco-PE. **Sociedade & Natureza**, v. 24, n. 2, 2012.

SOUZA, J. O. P. DE; CORRÊA, A. C. DE B. ESCOAMENTO SUPERFICIAL E BALANÇO HÍDRICO EM AMBIENTES SECOS COM TOPOGRAFIA COMPLEXA – BACIA DO RIACHO DO SACO – PERNAMBUCO. **GEOgraphia**, v. 21, n. 46, 2019.

SOUZA, J. O. P. DE; CORRÊA, A. C. DE B. CENÁRIOS EVOLUTIVOS DA CONECTIVIDADE DA PAISAGEM EM AMBIENTE SEMIÁRIDO – BACIA DO RIACHO DO SACO, SERRA TALHADA, PERNAMBUCO. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 21, n. 1, 2020.

SOUZA, J.; HOOKE, J. Influence of seasonal vegetation dynamics on hydrological connectivity in tropical drylands. **Hydrological Processes**, v. 35, n. 11, 2021.

SOUZA, J. O. P.; CORREA, A. C. B.; BRIERLEY, G. J. An approach to assess the impact of landscape connectivity and effective catchment area upon bedload sediment flux in Saco Creek Watershed, Semiarid Brazil. **Catena**, v. 138, 2016.

SOUZA, P. A.; MARÇAL, M. DOS S. HIDROSEDIMENTOLOGIA E CONECTIVIDADE DO RIO MACAÉ, NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL. **Geo UERJ**, n. 27, 2015.

TAO, W.; WU, J.; WANG, Q. Mathematical model of sediment and solute transport along slope land in different rainfall pattern conditions. **Scientific Reports**, v. 7, 2017.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; WITH, K. A. Landscape connectivity: a return to the basics. In: **Connectivity Conservation**. [s.l: s.n.].

THOMAS, M. F. Geodiversity and Landscape Sensitivity: A Geomorphological Perspective. **Scottish Geographical Journal**, v. 128, n. 3–4, 2012.

THORNES, J. B. Catchment and channel hydrology. In: **Geomorphology of Desert Environments**. [s.l: s.n.].

TOLEDO, C. E. et al. Water loss in transit in an intermittent river in brazilian semi-arid. **Revista Agro@Mambiente on-Line**, v. 12, n. 3, p. 177, 2018.

TOOTH, S. Process, form and change in dryland rivers: A review of recent research. **Earth Science Reviews**, v. 51, n. 1–4, 2000.

TROPMAIR, H.; GALINA, M. H. GEOSISTEMAS. **Mercator - Revista de Geografia da UFC**, v. 5, n. 10, 2006.

TURNBULL, L. et al. **Connectivity and complex systems: learning from a multi-disciplinary perspective**. **Applied Network Science**, 2018.

VASCONCELOS, J. O.; SOUZA, J. O. P. DE. ZONEAMENTO E CARACTERIZAÇÃO

DA BACIA HIDROGRÁFICA DE SÃO JOÃO DO TIGRE. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 2, 2016.

VICENTE, L. E.; PEREZ FILHO, A. Abordagem sistêmica e geografia. **Geografia**, v. 28, n. 3, 2003.

VIEIRA, V. Desafios da Gestão Integrada de Recursos Hídricos no Semi-árido. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 2, 2003.

WAINWRIGHT, J. et al. Linking environmental régimes, space and time: Interpretations of structural and functional connectivity. **Geomorphology**, v. 126, n. 3–4, 2011.

WEKESA, S. S. et al. Water Flow Behavior and Storage Potential of the Semi-Arid Ephemeral River System in the Mara Basin of Kenya. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, p. 1–16, 2020.

WOHL, E. Connectivity in rivers. **Progress in Physical Geography**, v. 41, n. 3, 2017.

WOHL, E. et al. Connectivity as an emergent property of geomorphic systems. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 44, n. 1, 2019.

YANG, X. et al. **Quaternary environmental changes in the drylands of China - A critical review**. **Quaternary Science Reviews**, 2011.

ZANANDREA, F. et al. CONECTIVIDADE DOS SEDIMENTOS: CONCEITOS, PRINCÍPIOS E APLICAÇÕES. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 21, n. 2, 2020.

ZANANDREA, F. et al. Spatial-temporal assessment of water and sediment connectivity through a modified connectivity index in a subtropical mountainous catchment. **Catena**, v. 204, 2021.

ZANANDREA, F.; KOBİYAMA, M.; MICHEL, G. P. Conceitual Hydrosedimentological Connectivity : a Conceptual. **XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, p. 1–8, 2017.

ZANIN, P. R.; BONUMA, N. B.; CORSEUIL, C. W. Hydrosedimentological modeling with SWAT using multi-site calibration in nested basins with reservoirs. **RBRH**, v. 23, n. 0, 2018.

ZHANG, A. et al. Analysis of streamflow variations in the Heihe River Basin, northwest China: Trends, abrupt changes, driving factors and ecological influences. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 3, 2015.