UNIVERSIDADE DO ESTADO DA BAHIA – UNEB
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA / CAMPUS I
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ESTUDOS TERRITORIAIS (MESTRADO ACADÊMICO)

LUDMILLA DE SANTANA LUZ

SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA BACIA DO RIO CATU, BAHIA, BRASIL

SALVADOR-BA

2022

UNIVERSIDADE DO ESTADO DA BAHIA – UNEB
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA / CAMPUS I
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ESTUDOS TERRITORIAIS (MESTRADO ACADÊMICO)

LUDMILLA DE SANTANA LUZ

SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA BACIA DO RIO CATU, BAHIA, BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Estudos Territoriais (PROET), como requisito obrigatório para obtenção do grau de mestre em Estudos Territoriais pela Universidade do Estado da Bahia (UNEB).

Orientadora: Profª. Drª Mara Rojane Barros de Matos

SALVADOR-BA

2022

CATALOGRÁFICA

Biblioteca Professor **Edivaldo Machado Boaventura - UNEB – Campus I**

Bibliotecária: Célia Maria da Costa – CRB5/918

L979s Luz, Ludmilla de Santana

Simulação de cenários para conservação da biodiversidade na bacia do rio Catu, Bahia, Brasil / Ludmilla de Santana Luz. – Salvador, 2022.

132 f. : il.

Orientadora: Mara Rojane Barros de Matos.

Dissertação (Mestrado Acadêmico) – Universidade do Estado da Bahia. Departamento de Ciências Exatas e da Terra. Programa de Pós-Graduação em Estudos Territoriais – PROET, Campus I. 2022.

Contém referências e apêndices.

1. Catu, Rio (BA) - Ecologia. 2. Catu, Rio (BA) – Recursos naturais - Conservação. 3. Natureza – Influência humana. 4. Catu, Rio (BA) – Biodiversidade - Conservação. I. Matos, Mara Rojane Barros de. II. Universidade do Estado da Bahia. Departamento e da Terra. Campus I. III.

UNIVERSIDADE DO ESTADO DA BAHIA – UNEB
Departamento De Ciências Exatas e da Terra / Campus I
Programa de Pós-Graduação em Estudos Territoriais (Mestrado Acadêmico)

FOLHA DE APROVAÇÃO

LUDMILLA DE SANTANA LUZ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Estudos Territoriais, do Departamento de Ciências Exatas e da Terra, da Universidade do Estado da Bahia, Campus I, Salvador, em 11 de agosto de 2022, como requisito obrigatório para a obtenção do grau de Mestre em Estudos Territoriais. Banca Examinadora:

MARA ROJANE BARROS DE MATOS- Orientadora
Universidade do Estado da Bahia-UNEB
Doutora em Botânica, Universidade Estadual de Feira de Santana-UEFS.

MYRNA FRIEDERICHS LANDIM DE SOUZA – Membro Externo
Universidade Federal de Sergipe-UFS
Doutora em Recursos Naturais, Universität Bremen, Alemanha.

EDILMA NUNES DE JESUS – Membro Externo
Universidade Federal de Sergipe-UFS
Doutora em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal de Sergipe-UFS.

DANILO HEITOR CAIRES TINOCO BISNETO MELO– Membro Externo
Universidade Federal da Bahia-UFBA
Doutor em Geologia, Universidade Federal da Bahia-UFBA.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha mãe por ter feito o papel materno e paterno na ausência do meu falecido pai.

Ao meu esposo Ubirajara Nascimento dos Santos por estar sempre comigo me auxiliando durante toda esta trajetória.

À minha sogra Ivonildes Nascimento dos Santos (*in* memoriam) e meu sogro Wilson Luís dos Santos (*in* memoriam) pelos sábios conselhos e acolhimento.

À minha orientadora, professora Drª Mara Rojane Barros de Matos por toda orientação e apoio.

Aos meus colegas de laboratório, José Gabriel e Leidice Melo, que me auxiliaram nos meus primeiros passos com o geoprocessamento e que se tornaram grandes amigos nas longas tardes de estudos.

À Professora Drª Maria Dolores Ribeiro Orge pelos conselhos dados.

Aos meus colegas de curso (Rafaela, Edmare, João Pita, Guillermo) pelos bons momentos de alegrias ainda que muitas vezes on-line.

À Drª Paloma Marques Santos pela disponibilidade e orientações para concretização de algumas etapas desta pesquisa.

Ao Drº Milton Cezar Ribeiro pela colaboração e ricas contribuições para utilização do software LandScape Corridors (LSCorridors) que resultou na construção do último capítulo deste trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Estudos Territoriais-PROET/UNEB, em especial aos professores Gustavo Franco Barreto, Agripino de Souza Coelho Neto e ao Secretário acadêmico Edmilson, pelo auxílio na resolução de demandas normativas do programa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-CAPES pela concessão da bolsa.

À Drª Edilma Nunes de Jesus, Drªa Myrna Friederichs Landim de Souza pelas valiosas contribuições para este trabalho.

Oh! Que me abençoes e me alargues as fronteiras, que seja comigo a tua mão e me preserves do mal, de modo que não me sobrevenha aflição!

1Cr 4:9-10

RESUMO

LUZ, Ludmilla de Santana. **Simulação de Cenários para Conservação da Biodiversidade na bacia do rio Catu, Bahia, Brasil.** 132f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Estudos Territoriais – PROET. Departamento de Ciências Exatas e da Terra I. Universidade do Estado da Bahia – UNEB, Salvador, 2022.

A ecologia da paisagem, aliada as técnicas de modelagem, tem possibilitado a simulação de cenários para conservação da biodiversidade. Este estudo tem por objetivo geral simular cenários que possam melhorar a conectividade entre fragmentos isolados da bacia do rio Catu, e possível formação de corredores ecológicos, em ambiente SIG (Sistema de Informação Geográfica), entre fragmentos florestais urbanos e rurais ocorrentes na área, abrangendo os municípios de Aramari, Alagoinhas, Araçás, Catu e Pojuca, no litoral norte da Bahia. O Capítulo 1 objetivou descrever os aspectos ambientais da bacia hidrográfica do rio Catu, para tanto, realizou-se a caracterização ambiental da bacia, descrevendo suas características físicas e ambientais e os processos antrópicos que atingem a área, que refletem diretamente na sua diversidade biológica. A formação geológica da bacia inclui cinco unidades estratigráficas: formação Marizal, formação São Sebastião, depósitos Aluvionares do Holocênicos, grupo Ilhas e formação Barreiras. Com relação aos aspectos vegetacionais, a área possui Floresta Ombrófila Densa, área de transição Savana-Floresta Ombrófila Densa, Savana, área de transição Savana-Floresta Estacional e Floresta Estacional Semidecidual. No Capítulo 2 o estudou buscou Avaliar a Vulnerabilidade Ecológica Relativa (VER) dos fragmentos florestais existentes na área, bem como a conectividade estrutural e funcional, e as suas possíveis implicações na paisagem para biodiversidade local, foram utilizadas as métricas de área, forma, borda, área core e conectividade para descrever a estrutura e configuração da paisagem. Foram mapeados 1.174 fragmentos florestais na área de estudo, majoritariamente pequenos (entre 1 e 5 hectares), com alta vulnerabilidade ecológica. Neste capítulo também foram indicados os fragmentos com menor Vulnerabilidade Relativa Ecológica (VER). No Capítulo 3 (Capítulo3), objteivou-se indicar possíveis cenários para criação de corredores ecológicos considerando o requerimento de espécies focais e a heterogeneidade da paisagem, considerando a estrutura da matriz antrópica e suas implicações para biodiversidade. Foram simuladas as melhores rotas para os corredores ecológicos visando aumentar a conectividade e fluxo gênico. Utilizando o software *LSCORRIDORS,* a simulação resultou na possibilidade de diversos caminhos de menor custo para uma espécie generalista hipotética e duas espécies de mamíferos, a saber: *Tamandua tetradactyla* (LINNAEUS, 1758) e *Bradypus torquatus* (ILIGER, 1811). Os resultados desta simulação indicaram que há diferenças no requerimento das espécies analisadas, que embora os corredores sejam importantes, sob ponto de vista da composição estrutural, numa matriz de paisagem antrópica complexa compostas por barreiras há elementos que dificultam ou impedem o deslocamento das espécies.

Palavras-chave: Análise da Paisagem; Ecologia da Conservação; Modelagem Ecológica.

ABSTRACT

LUZ, Ludmilla de Santana. **Simulação de Cenários para Conservação da Biodiversidade na bacia do rio Catu, Bahia, Brasil.** 132f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Estudos Territoriais – PROET. Departamento de Ciências Exatas e da Terra I. Universidade do Estado da Bahia – UNEB, Salvador, 2022.

The ecology of the landscape, combined with modeling techniques, has enabled the simulation of scenarios for biodiversity conservation. This study aims to simulate scenarios that can improve the connectivity between isolated fragments of the Catu River basin, and possible formation of ecological corridors, in GIS (Geographic Information System) environment, between urban and rural forest fragments occurring in the area, covering the municipalities of Aramari, Alagoinhas, Araçás, Catu and Pojuca, on the north coast of Bahia. Chapter 1 aimed to describe the environmental aspects of the Catu River watershed, so the environmental characterization of the basin was carried out, describing its physical and environmental characteristics and the anthropic processes that reach the area, which directly reflect on its biological diversity. The geological formation of the basin includes five stratigraphic units: Marizal formation, São Sebastião formation, Aluvionares do Holocenês deposits, Ilhas group and Barreiras formation. Regarding the vegetational aspects, the area has Dense Ombrophilous Forest, Savannah-Dense Ombrophilous Forest transition area, Savannah, Savannah-Seasonal Forest transition area and Semideciduous Seasonal Forest. In Chapter 2 the study sought to Assess the Relative Ecological Vulnerability (VER) of the forest fragments existing in the area, as well as the structural and functional connectivity, and their possible implications in the landscape for local biodiversity, were used the metrics of area, shape, edge, core area and connectivity to describe the structure and configuration of the landscape. We mapped 1,174 forest fragments in the study area, mostly small (between 1 and 5 hectares), with high ecological vulnerability. In this chapter the fragments with the lowest Relative Ecological Vulnerability (VER) were also indicated. In Chapter 3 (Chapter 3), the objective was to indicate possible scenarios for the creation of ecological corridors considering the requirement of focal species and the heterogeneity of the landscape, considering the structure of the anthropic matrix and its implications for biodiversity. The best routes for the ecological corridors were simulated in order to increase connectivity and gene flow. Using the LSCORRIDORS software, the simulation resulted in the possibility of several lower cost paths for a hypothetical generalist species and two mammalian species, namely: *Tamandua tetradactyla* (LINNAEUS, 1758) and *Bradypus torquatus* (ILIGER, 1811). The results of this simulation indicated that there are differences in the requirement of the species analyzed, that although the corridors are important, from the point of view of structural composition, in a complex anthropic landscape matrix composed of barriers there are elements that hinder or prevent the displacement of the species.

Keywords: Landscape Analysis; Conservation Ecology; Ecological Modeling.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1 – ASPECTOS AMBIENTAIS DA BACIA DO RIO CATU, BAHIA, BRASIL: CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

FIGURA 1 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Catu 35
FIGURA 2 – Classes Climáticas da bacia Hidrográfica do Rio Catu, Bahia, Brasil 39
FIGURA 3 – Mapa Geológico da Bacia do Rio Catu 41
FIGURA 4 – Mapa Geomorfológico da Bacia do rio Catu 44
FIGURA 5 – Mapa de declividade da Bacia Hidrográfica do rio Catu 48
FIGURA 6 – Mapa Pedológico da Bacia do Rio Catu 50
FIGURA 7 – Mapa de Vegetação da Bacia Hidrográfica do Rio Catu 53

CAPÍTULO 2 – AVALIAÇÃO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E CONECTIVIDADE NA BACIA DO RIO CATU, BAHIA

FIGURA 1 – Mapa de Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Catu 66
FIGURA 2 – Fragmentos da bacia do rio Catu por classes de tamanho. 75
FIGURA 3 – Área core distribuída por classe na bacia do rio Catu 83
FIGURA 4 – Mapa de Vulnerabilidade Ecológica Relativa (VER) da bacia do rio Catu 85

CAPÍTULO 3 - SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS PARA CRIAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CATU, BAHIA, BRASIL

FIGURA 1 – Mapa de Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Catu 103
FIGURA 2 – Mapa de Resistência e simulação de corredores para a Espécie Generalista Hipotética.112
FIGURA 3 – Proposta de corredor para *Tamandua Tretadactyla* na bacia do rio Catu, Bahia, Brasil115
FIGURA 4 – Proposta de corredor para *Bradypus Torquatus* na bacia do rio Catu, Bahia, Brasil 117

LISTA DE QUADROS

CAPÍTULO 1 – ASPECTOS AMBIENTAIS DA BACIA DO RIO CATU, BAHIA, BRASIL: CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

QUADRO 1 – Características dos tipos de relevo encontrados na bacia do rio Catu, em função de suas características topográficas 47

CAPÍTULO 2 – AVALIAÇÃO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E CONECTIVIDADE NA BACIA DO RIO CATU, BAHIA

QUADRO 1 – Descrição das métricas da paisagem 68

CAPÍTULO 3 - SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS PARA CRIAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CATU, BAHIA, BRASIL.

QUADRO 1 – Valores de resistência para uma espécie generalista hipotética, *Bradypus torquatus* (ILLIGER, 1811) e *Tamandua tetradactyla* (LINNAEUS, 1758) 109

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1 – ASPECTOS AMBIENTAIS DA BACIA DO RIO CATU, BAHIA, BRASIL: CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

TABELA 1 – Tipos climáticos ocorrentes na bacia hidrográfica do rio Catu, Bahia, Brasil 38
TABELA 2 – Tabela de formação Geológica da bacia do rio Catu, Bahia, Brasil 40
TABELA 3 – Tabela de formação Geomorfológica da bacia hidrográfica do rio Catu, Bahia, Brasil . 43
TABELA 4 – Tabela de distribuição do Relevo da bacia do rio Catu, Bahia, Brasil 47
TABELA 5 – Classes de solos da Bacia do Rio Catu, Bahia, Brasil 49
TABELA 6 – Mapa de domínios vegetacionais da bacia do Rio Catu, Bahia, Brasil 52

CAPÍTULO 2 – AVALIAÇÃO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E CONECTIVIDADE NA BACIA DO RIO CATU, BAHIA

TABELA 1 – Classes de fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Catu, Bahia, Brasil 74
TABELA 2 – Métrica de forma da bacia do rio Catu, Bahia, Brasil 78
TABELA 3 – Métricas de borda a nível de classe na bacia do rio Catu, Bahia, Brasil 78
TABELA 4 – Simulação de cenários de 30 a 350 metros para conectar fragmentos da bacia do Catu, Bahia, Brasil 81
TABELA 5 – Distribuição dos fragmentos com área central (core) na bacia do Catu, Bahia, Brasil... 82
TABELA 6 – Vulnerabilidade Ecológica Relativa da Bacia do rio Catu 84

CAPÍTULO 3 - SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS PARA CRIAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CATU, BAHIA, BRASIL.

TABELA 1 – Fragmentos escolhidos com base nos Indicadores Ecológicos para simulação de corredores 105

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL 17

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 19

2.1 Ecologia da paisagem: quantas abordagens? 19

2.2. Efeitos da fragmentação florestal sobre a biodiversidade 20

2.3 Conectividade: uma discussão necessária para estudos ecológicos 22

2.4 Novas abordagens nos estudos ecológicos: modelagem computacional em ambiente SIG 25

REFERÊNCIAS 27

3. CAPÍTULO 1 – ASPECTOS AMBIENTAIS DA BACIA DO RIO CATU, BAHIA, BRASIL: CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO. 31

RESUMO 32

ABSTRACT 33

1. INTRODUÇÃO 34

2.MATERIAL E MÉTODOS 35

2.1 Localização da área de estudo 35

2.2 Dados espaciais 36

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO 38

3.1 Clima 38

3.2 Geologia 40

3.3 Geomorfologia 43

3.4 Pedologia 49

3.5 Vegetação 52

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS 58

REFERÊNCIAS 59

4. CAPÍTULO 2 – AVALIAÇÃO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E CONECTIVIDADE NA BACIA DO RIO CATU, BAHIA. 62

RESUMO 63

ABSTRACT 64

1.INTRODUÇÃO 65

2. MÉTODOS DE ESTUDO 66

2.1 Área de estudo 66

2.2 Mapeamento dos fragmentos florestais e análise 67

2.3 Análise estatística dos fragmentos florestais (métricas) 68

2.4 Integridade ecológica da paisagem 70

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO 73

3.1 Descrição da estrutura da paisagem 73

3.2 Conectividade da paisagem 80

3.3 Análise da Vulnerabilidade Ecológica Relativa (VER) 82

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS 87

REFERÊNCIAS 88

5. CAPÍTULO 3 SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS PARA CRIAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CATU, BAHIA, BRASIL. 93

RESUMO 94

ABSTRACT 95

1.INTRODUÇÃO 96

2. ECOLOGIA DAS ESPÉCIES FOCAIS 98

2.1 Descrição da superordem Xenarthra 98

2.2 *Tamandua tetradactyla* (LINNAEUS, 1758) 99

2.3 *Bradypus torquatus* (ILLIGER, 1811) 100

3. MATERIAL E MÉTODOS 103

3.1 Área de Estudo 103

3.2 Inputs -Variáveis de entrada: premissas 104

3.3 Outputs 108

3.4 Simulação de cenários para uma espécie generalista hipotética e duas espécies de mamíferos não-voadores da superordem Xenarthra 108

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO 111

4.1 Simulação de corredores para uma espécie hipotética terrestre 111

4.2 Simulação de corredores para *Tamandua tetradactyla* (LINNAEUS, 1758) 114

4.3 Simulação de corredores para *Bradypus torquatus* (ILLIGER,1811) 116

5.CONSIDERAÇÕES FINAIS 121

REFERÊNCIAS 123

7. CONSIDERAÇÕES GERAIS 130

APÊNDICES 131

1. INTRODUÇÃO GERAL

A perda de habitats e a fragmentação são as causas mais citadas de perda da biodiversidade. A ausência de habitats adequados para reprodução, indisponibilidade de recursos alimentares, bem como a diminuição do fluxo gênico, pode levar à extinção local de espécies da fauna.

A fragmentação florestal é uma das mais expressivas consequências da ocupação desordenada em bacias hidrográficas, processo este que remodela as condições ecológicas na paisagem, visto que alterações significativas surgem nos habitats. O processo de fragmentação tem quatro efeitos principais sobre o habitat: redução na extensão total do habitat original, aumento no número de fragmentos de habitat, diminuição no tamanho dos fragmentos e aumento no isolamento dos fragmentos (FAHRIG, 2003).

Fahrig *et al.* (2019) ressalta que a conversão de áreas naturais em áreas antropizadas, resulta na perda de habitat, e a fragmentação das áreas restantes frequentemente resulta em um grande número de manchas reduzidas, que muitas vezes acompanha a perda de habitat. A fragmentação do habitat per se é um conceito que se aplica especificamente em escalas de paisagem, e não em fragmentos individuais (FAHRIG, 2003, 2017).

Diversos parâmetros têm sido utilizados, por diferentes autores, para estimar e monitorar a integridade ecológica de uma paisagem, entre estes a produtividade primária, a ciclagem e perda de nutrientes, a taxa de decomposição, a riqueza e diversidade de espécies, etc. Como sugerem Pires, Pires e Santos (2004), na impossibilidade de uso simultâneo de todos esses indicadores, pode ser realizada uma análise mais sintética utilizando indicadores estruturais da paisagem.

A conectividade é um indicador a nível de paisagem, podendo ser descrita por elementos estruturais que se ligam numa paisagem através de elementos mapeáveis. Pode ser descrita pela distância entre manchas da mesma classe e presença de corredores, que podem ser formados por diferentes elementos, como um rio, cercas vivas e margem de uma estrada, por exemplo (BAUDRY; MERRIAM, 1988).

O processo de dispersão mensura a conectividade funcional de subpopulações que não estão em fragmentos florestais contínuos ou ligados de modo estrutural, que pode ser exemplificado, de modo objetivo, ao ser associada a subpopulações de pequenos mamíferos e seus movimentos em fragmentos florestais, e estas subpopulações quando isoladas, sujeitas a eventos estocásticos, podem culminar na sua extinção local (BAUDRY; MERRIAM, 1988).

O conceito de conectividade é rotineiramente associado a elementos da paisagem, como os corredores ecológicos e pequenos fragmentos que servem como trampolins. Os corredores correspondem a áreas com grande relevância biológica e possibilitam uma maior mobilidade dos organismos para se moverem dentro destes habitats (HILTY *et al*., 2012), permitindo o fluxo gênico das espécies da fauna e flora (BRASIL, 2006).

A nível de Brasil, considerando os fragmentos de remanescentes da Mata Atlântica, a formação de corredores ecológicos é uma estratégia necessária para reduzir o isolamento das manchas e aumentar a conectividade da paisagem, restabelecendo o fluxo gênico e recolonização dos habitats vazios. Os corredores têm sido utilizados por várias organizações como estratégia para conservação da biodiversidade, como o CEPF (*Critical Ecosystem Partnership Fund*). A Mata Atlântica é um exemplo desta estratégia para conservação em duas regiões com alta biodiversidade, a saber: o Corredor da Serra do Mar e o Corredor Central da Mata Atlântica (BRASIL, 2006).

Conforme Valeri e Senô (2004), os corredores são uma das melhores estratégias para conservação da biodiversidade na Mata Atlântica, um dos maiores centros de biodiversidade com grandes riscos de extinção, mitigando os impactos causados pela fragmentação de habitat.

Em florestas tropicais existem áreas com grande densidade populacional, em que ocorre intensa produtividade agrícola substituindo áreas florestais em paisagens agrícolas, assim, paisagens naturais que são historicamente ocupadas e antropizadas pelo homem possuem pequenos fragmentos florestais, altamente isolados, afetados pelo efeito de borda e circundadas por matrizes agrícolas ou agroflorestais (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2017).

O alto grau de fragmentação florestal decorre das intensas mudanças no uso e ocupação do solo na bacia do rio Catu, inserida no bioma Mata Atlântica, com a substituição da vegetação nativa por silvicultura, agricultura e pastagem. Este contexto cabe à seguinte indagações: quais fragmentos florestais da bacia do rio Catu apresentam menor vulnerabilidade ecológica e devem ser unidos por corredores ecológicos para mitigar os efeitos da fragmentação? E qual o melhor cenário/caminho para criação dos corredores?

Os corredores poderão possibilitar, caso sejam implantados, o fluxo gênico, a recolonização de áreas degradadas e aumentar a disponibilidade de área de refúgio para animais ameaçados**.**

Este estudo será apresentado em capítulos tendo os seguintes objetivos: (Capítulo 1) descrever os aspectos ambientais da bacia hidrográfica do rio Catu; (Capítulo 2) Avaliar a Vulnerabilidade Ecológica Relativa (VER) dos fragmentos florestais existentes na área, bem

como a conectividade estrutural e funcional, e as suas possíveis implicações na paisagem para biodiversidade local; (Capítulo3) Indicar possíveis cenários para criação de corredores ecológicos considerando o requerimento de espécies focais e a heterogeneidade da paisagem, considerando a estrutura da matriz antrópica e suas implicações para biodiversidade.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Ecologia da paisagem: quantas abordagens?

Segundo Metzger (2001), a definição de ecologia de paisagens varia em função da abordagem, se geográfica ou ecológica.

A abordagem geográfica, impulsionada por Carl Troll e por outros pesquisadores, enfocando questões em macro escala, tanto espaciais como temporais, em paisagens modificadas pelo homem, definidas por Tricart (1979) como "paisagens culturais", o planejamento da ocupação territorial, dos limites e potencialidades do uso econômico das unidades de paisagens.

A abordagem ecológica teve influência direta dos biogeógrafos e ecólogos americanos que tentavam aplicar a teoria da biogeografia de ilhas para ambientes continentais, visando o planejamento ambiental de reservas naturais e a conservação da diversidade biológica, sendo que a escala espaço-temporal dependerá da espécie estudada. Esta abordagem tem como grande aliado às imagens de satélite e do geoprocessamento com uso de SIG, o que possibilita a análise espacial, a modelagem e as análises geoestatísticas (METZGER, 2001).

> Um dos principais focos da ecologia da paisagem é explicar como os processos e padrões ecológicos são influenciados pela composição e configuração da paisagem. Embora os atores envolvidos em tais processos e padrões espaciais podem ser abióticos, a maioria são organismos vivos que reagem um ao outro, bem como à estrutura da paisagem, por meio do comportamento (BÉLISLE, 2005, p.1988).

Utilizando a abordagem ecológica, Odum e Barret (2007) define ecologia da paisagem como uma ciência integrativa que reúne teoria ecológica e aplicação prática, além de tratar de troca de materiais bióticos e abióticos entre diferentes ecossistemas. Metzger (2001) traz uma nova perspectiva associada a dois fatores: a influência de padrões espaciais nos processos ecológicos e o reconhecimento da influência das escalas nos estudos ecológicos.

Assim, o conceito adotado para este estudo sobre ecologia da paisagem considera que:

> A ecologia de paisagens seria assim uma combinação de uma análise espacial da geografia com o estudo funcional da ecologia. A problemática central é o efeito da estrutura da paisagem nos processos ecológicos. [...] a ecologia de paisagens pode ser entendida como uma *ecologia de interação*

> *espaciais* dentro de uma unidade da paisagem. [...] Para tanto, procura distinguir grandes tipos de paisagens, baseado no modelo de mancha-corredor-matriz (METZGER, 2001, p.5-6).

Em síntese, estes elementos da paisagem são descritos por Sartorello (2014), a saber:

(i) Mancha: menor unidade estrutural da paisagem visível para uma análise com base na escala escolhida, área homogênea com linearidade ausente, distinguindo-se das unidades vizinhas;

(ii) Corredor: área linear e homogênea, distinta das unidades vizinhas;

(iii) Matriz: maior unidade da paisagem, considerando aspectos funcionais e especiais ou conjuntos de unidades de não-habitat.

Sartorello (2014) define a estrutura da paisagem como o arranjo espacial de elementos denominados " unidades da paisagem", estabelecidos pela relação entre fatores tais como energia, matéria, espécies, tamanhos, formas, tipologias e como estão configurados os ecossistemas. Na perspectiva ecológica da paisagem, a biologia da conservação busca investigar, desde 1980, como a biodiversidade responde ao arranjo de uma paisagem e à dinâmica temporal dos habitats (NASSAUER, 2013).

Martins *et al.* (2004) enfatiza a possibilidade de se estudar a paisagem a partir de diferentes níveis hierárquicos, necessidade de uma análise sistêmica, e equipes multidisciplinares. Para Adepoju e Salami (2017) é necessário compreender como a estrutura da paisagem e seus processos ecológicos influenciam diretamente no padrão de distribuição das espécies para que se criem estratégias para conservação da biodiversidade. Metzger (2001) enfatiza a importância das interações espaciais entre as unidades da paisagem, e a influência da biogeografia de ilhas na origem desta disciplina.

Em síntese, com a ecologia da paisagem é possível avaliar padrões espaciais de distribuição das espécies, bem como seus recursos, considerando múltiplas escalas hierárquicas, sendo possível mensurar a fragmentação e perda de habitat, propor diretrizes para o planejamento ambiental e áreas prioritárias para conservação da biodiversidade (MACEDO *et al*., 2019; BREJÃO; LEAL; GERHARD, 2021; FREDERICO; REIS; POLAZ, 2021).

2.2. Efeitos da fragmentação florestal sobre a biodiversidade

A fragmentação florestal é um processo que ocorre de modo natural, que tem se intensificado com a ação humana (CERQUEIRA *et al*., 2003). Em pequenas quantidades pode até mesmo favorecer a biodiversidade visto que cria novos habitats em determinadas áreas, no

entanto, devem ser considerados os limites desta fragmentação para as espécies e seu habitat (ADEPOJU; SALAMI, 2017).

Rigueira e Mariano-Neto (2015), refere-se ao limiar de extinção, isto é, perdas abruptas no número de espécies associada à quantidade de vegetação nativa remanescente na paisagem.

A fragmentação, resultante das ações antrópicas, interfere na forma original dos habitats, resultando em fragmentos menores e desconectados. Estes são afetados por problemas direta e indiretamente relacionados à fragmentação, como o grau de isolamento, o tamanho e a forma do fragmentoo efeito de borda diretamente relacionada ao tipo de matriz circundante (CERQUEIRA *et al*, 2003).

Alterações na borda do fragmento podem ser de natureza abiótica (microclimáticas), biótica direta (distribuição e abundância de espécies) ou indireta (alterações nas interações entre organismos), causadas pelo contato da matriz com os fragmentos, propiciadas pelas condições diferenciadas do meio circundante desta vegetação. O tamanho e forma do fragmento diferem do habitat original em dois pontos principais: 1 - os fragmentos apresentam uma alta relação borda/área e, 2 - o centro de cada fragmento é próximo a uma borda (CERQUEIRA *et al.*, 2003).

Adepoju e Salami (2017) cita como fatores que aceleram o processo de descontinuidade dos habitats, o aumento desenfreado da população e expansão da agricultura. A fragmentação tem como consequência a alteração de habitats, que por sua vez cria em larga escala habitats que são considerados ruins ou negativos para a maioria das espécies, podendo reduzir sua aptidão e a probabilidade dos indivíduos alcançarem a idade reprodutiva e desse modo, a abundância dessa espécie na área negativa será menor, devido a diminuição de habitats de qualidade (CERQUEIRA *et al.*, 2003).

Por sua vez, estes fatores trazem efeitos negativos para as comunidades bióticas, tais como mudanças na estrutura populacional, mudanças bruscas nas taxas reprodutivas descontinuidade de interações, e aumento do risco de extinção (CERQUEIRA *et al.*, 2003). Estes autores relacionam a diferença de respostas dos organismos e a plasticidade dos mesmos à heterogeneidade ambiental.

Outro aspecto a ser considerado é o histórico da fragmentação florestal, pois traz informações sobre as diversas causas da fragmentação e as respostas das populações em decorrência desse processo (NASCIMENTO, 2007).

De acordo com Pires, Fernandez e Barros (2006), os fragmentos remanescentes, cada vez menores e isolados uns dos outros, mergulhados em paisagens alteradas pelo homem

permitiu que se aplicasse ao estudo dos fragmentos, conhecimentos adquiridos com a investigação das biotas insulares (Teoria da Biogeografia de Ilhas de MacArthur & Wilson, 1963).

> Três padrões observados nesse tipo de ecossistema foram de extrema importância na compreensão dos processos que ocorrem em fragmentos de habitat após seu isolamento. Esses padrões foram: (1) ilhas maiores usualmente possuem mais espécies do que ilhas menores, (2) ilhas mais distantes abrigam menos espécies do que ilhas próximas ao continente e (3) espécies extintas geralmente são substituídas por outras por colonização (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006, p.3).

Pardini *et al*. (2010) afirmam que onde a cobertura de vegetação nativa é alta, as taxas de imigração são altas em toda a paisagem por causa da proximidade entre os fragmentos, permitindo uma recuperação rápida de perdas de espécies locais (isto é, alta resiliência ecológica).

Por sua vez, a taxa de imigração depende de quatro fatores tais como (1): quantidade de habitat ocupado em torno do fragmento foco (patch), (2) o número de emigrantes de habitats próximos, (3) a natureza da matriz, (4) o movimento e as habilidades perceptivas do organismo, e (5) o risco de mortalidade de dispersores (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000).

2.3 Conectividade: uma discussão necessária para estudos ecológicos

A conectividade é um parâmetro da funcionalidade da paisagem que mede os processos pelos quais subpopulações de organismos são interconectados em uma unidade demográfica funcional (chamada de metapopulação) ” (BAUDRY; MERRIAM, 1988). Conforme os mesmos autores, o conceito também pode englobar outros processos, como subunidades de pools de nutrientes interconectados por fluxos em um pool de nutrientes da paisagem (BAUDRY; MERRIAM, 1988).

O conceito de conectividade da paisagem foi introduzido por Merriam (1984 conforme Tischendorf e Fahrig, 2000). De acordo com Taylor *et al*. (1993), ela pode ser definida como o grau de facilitação ou impedimento que uma paisagem impõe para uma espécie se deslocar de um fragmento para outro. O movimento de um fragmento a outro depende da estrutura da paisagem e das características e especificidades de cada espécie (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000).

A conectividade de uma determinada paisagem pode ser classificada de duas maneiras: a conectividade estrutural e a conectividade funcional- A primeira se relaciona com a distância física entre os fragmentos ou manchas (FORERO-MEDINA; VIEIRA 2007).

A conectividade estrutural é medida pela continuidade de um habitat disposto numa paisagem, não importando a especificidade inerente das espécies (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000).

Por outro lado, a conectividade funcional se relaciona com a mobilidade dos organismos entre os fragmentos, mede o grau de interação entre o organismo e o fragmento (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007), considerando as características inerentes de um organismo (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000).

> A conectividade funcional é mais facilmente exemplificada por populações de pequenos mamíferos em pequenas matas. As subpopulações podem se tornar tão pequenas, que sofrem extinções por eventos estocásticos. A persistência das espécies na paisagem pode depender de recolonização por movimentos de outras subpopulações (BAUDRY; MERRIAM, 1988, p.23).

Baudry e Merriam (1988) já destacavam a necessidade de ecologistas planejadores trabalharem conjuntamente considerando as perspectivas de conectividade estrutural e funcional de uma paisagem.

A ausência de áreas intermediárias de habitats naturais entre os fragmentos culmina no isolamento das espécies e impede processos evolutivos, assim ocorre o declínio da diversidade genética e aumentando as taxas de extinção (BALDWIN *et al*., 2012).

De acordo com Dantas e Rocha (2005), dentre as alternativas para minimizar os impactos do isolamento estão os corredores ecológicos. Na possibilidade de se implantar corredores ecológicos esta decisão deverá se basear em fatores como: influência positiva no tamanho das populações e sua persistência, benefícios referentes a fatores econômicos e sua manutenção e por fim, no arranjo e distribuição natural das reservas (DANTAS; ROCHA, 2005).

A dinâmica promovida pelos Corredores Ecológicos, permite garantir o fluxo gênico e demais processos ecológicos, o que proporciona melhores índices para a sustentação da biodiversidade, e se mostram como um bom instrumento de conservação (STEINER, 2014).

> Manter a conectividade para processos ecológicos em larga escala, como a dispersão e o fluxo gênico são essenciais para a conservação de espécies em paisagens fragmentadas. No entanto, determinar quais habitats devem ser conservados para promover a conectividade tem sido difícil porque os modelos existentes não podem incorporar efeitos de múltiplas vias ligando as populações. [...] A teoria do circuito agora fornece o método mais bem justificado para fornecer dados genéticos e de paisagem, e é muito promissor em ecologia, evolução e planejamento de conservação (MCRAE; BYER 2007, p.19.885).

Mcrae; Byer (2007, p.19.888) apontam que recentemente, a teoria do circuito tem sido usada de modo mais amplo, podendo ser aplicada "para prever não apenas padrões emergentes de fluxo gênico em grandes distâncias, mas também padrões de movimento individual, mortalidade e dispersão sucesso em escalas mais finas".

> [...] como acontece com as previsões de fluxo gênico, tais análises podem avaliar melhor a importância de vários caminhos para dispersão do que os modelos populares de least-cost path (LCP) [..]. (MCRAE; BYER 2007, p.19.888).

Complementam Tischendorf e Fahrig (2001, p.151) que:

> A conectividade é um conceito e um termo que é compartilhado entre duas disciplinas ecológicas – ecologia da paisagem e ecologia metapopulacional. As duas disciplinas medem a conectividade em diferentes escalas, paisagem e fragmento, respectivamente, e usam essas medidas de maneiras diferentes. No entanto, o processo subjacente assumido -movimento de organismos através das paisagens- é o mesmo.

Blowes e Connolly (2012) buscaram correlacionar estes dois conceitos ao analisarem os riscos e o espaçamento entre reservas. Estes autores constataram que a redução da conectividade está correlacionada a flutuações nas subpopulações, nas taxas de crescimento e viabilidade desta, visto que a conectividade entre as manchas está relacionada a taxa de declínio, indicando as distâncias ideais entre as reservas, uma vez que quanto mais distantes, maior a taxa de declínio.

Primack e Rodrigues (2001) definem a metapopulação como populações temporárias ou flutuantes dependentes de migração. Segundo Hanski e Ovaskainen (2000), a metapopulação pode ser convenientemente usada para classificar diferentes paisagens em termos de sua capacidade de suportar metapopulações viáveis. "A paisagem fornece um contexto espacial para entender o processo que contribui para a dinâmica de metapopulação e a persistência na paisagem fragmentada" (HANSKI; GAGGIOTTI, 2004, p.24).

Um número crescente de estudos demonstra que a qualidade da matriz é mais importante do que a configuração espacial da floresta para várias taxas (ARROYO RODRÍGUEZ *et al*., 2020). Corroborando com as ideias supracitadas, Tischendorf e Farigh (2000, p.8) definem que "manchas não conectadas de habitat podem ser funcionalmente conectadas se a espécie pode cruzar a área não-habitat (matriz) com sucesso e mover-se entre manchas de habitat". A existência de florestas nos estágios iniciais de sucessão também pode melhorar permeabilidade da matriz e conexão da paisagem para crescimento de antigas

espécies florestais operando como degraus e corredores de vegetação" (ARROYO-RODRÍGUEZ, 2020).

2.4 Novas abordagens nos estudos ecológicos: modelagem computacional em ambiente SIG

Soares Filho (2000) define que a modelagem consiste em decompor o mundo real em sistemas simplificados para alcançar uma visão sobre as características essenciais de um certo domínio. Segundo Angelini (1999), modelos são construídos para entender ligações entre componentes, definir problemas e fazer previsões.

Soares Filho (1998) afirma que a modelagem passou a ter maior utilização em decorrência das mudanças na paisagem e com isso houve um acelerado desenvolvimento do mapeamento e gerenciamento de dados espaciais, podendo ser comparados com o mundo real a depender do resultado e do que se observa esse modelo pode ser aceito, rejeitado ou ajustado para que seja novamente testado.

Os estudos ecológicos dependem do SIG que atualmente tem como aliado os programas computacionais. A modelagem em SIG tem sido útil para construção de modelos ecológicos que unem características de um local com fatores ambientais cuja variação no espaço é conhecida (SEGURADO; JESUS, 1999). Os modelos criados podem extrapolar a área de pretensão de estudo, podendo ser estáticos ou dinâmicos, incluir ou não uma análise temporal (SEGURADO; JESUS, 1999).

Baldwin *et al.,* (2012) trazem em sua obra contribuições de autores como Baldwin *et al.,* (2010); Beier *et al.,* (2011); Carroll *et al*., (2011); Landguth *et al*. (2011); Theobald *et al*. (2012) para categorizar quais modelos computacionais são utilizados em estudos ecológicos voltados para abordagem da conectividade e encontrou duas categorias principais:

> ... 1) aqueles que mapeiam áreas importantes para o movimento entre locais discretos de paisagem que representam o habitat manchas, áreas intactas de alta naturalidade ou proteção existente áreas (Baldwin *et al*. 2010, Beier *et al*. 2011); e 2) aqueles que mapeiam a conectividade como uma propriedade de paisagem contínua, mapeando caminhos de cada ponto na paisagem a todos os outros pontos da paisagem, e mostrando áreas importantes para a manutenção de fluxos de maneira mais geral (Carroll et al. 2011, Landguth *et al*. 2011, Theobald *et al*. 2012) (BALDWIN *et al.,* 2012, p.274).

Um projeto de conectividade, com intuito de ligar duas áreas específicas, pode ser influenciado pelos contínuos que possuem variações, tais como a plasticidade dos organismos e incoerências em dados de cobertura do solo (BALDWIN *et al.*, 2012).

Os modelos computacionais para estudos ecológicos podem comparar o custo-distância do movimento de um organismo levando em consideração a estrutura e a matriz da paisagem, possibilitando prever o movimento de espécies em diferentes tipos de classe de uso e cobertura da terra. Além disso, diferentes pacotes de softwares são utilizados por diferentes autores para calcular diversas métricas que fornecem indicadores sobre a fragmentação e conectividade da paisagem (ADEPOJU; SALAMI, 2017).

Corroboram com os autores supracitados Almenar *et al*. (2019), que identificaram 17 softwares para conectividade ao buscarem simulação para conectividade considerando diferentes grupos taxonômicos. Segundo estes autores, 12 dos programas já haviam sido descritos na literatura, entretanto, apenas 8 estão disponíveis gratuitamente e com compatibilidade com programas de saída gratuitos, a saber: UNICOR, Guidos, *Connectivity Analysis Toolkit, Maxent, Circuitscape, Condatis, Graphab e LSCorridors*. No referido estudo, os autores escolheram o software *LSCorridors* (software nacional), criado por Ribeiro *et al.* (2017), que permite uma melhor adaptação das superfícies de resistência melhorando a qualidade das rotas simuladas.

Conforme citam Almenar *et al.* (2019), a possibilidade de considerar a estocasticidade ambiental e possibilita que sejam escolhidos os métodos de entrada conforme a percepção da espécie a ser analisada. Para o presente estudo também será adotado o software *LSCorridors* considerando as suas possibilidades de melhor adequação aos padrões de requerimento de cada espécie focal.

REFERÊNCIAS

ADEPOJU, K.; SALAMI, A.T. Geospatial assessment of forest fragmentation and its implications for ecological processes in tropical forests. **Journal of Landscape Ecology**, v. 10, n. 2, p. 19-34, 2017.

ALMENAR, J. B.; BOLOWICH, A.; ELLIOT, T.; GENELETTI, D.; SONNEMANN, G.; RUGANI, B. Assessing habitat loss, fragmentation and ecological connectivity in Luxembourg to support spatial planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 189, p. 335-351, 2019.

ANGELINI, R. Ecossistemas e modelagem ecológica. **Perspectivas da Limnologia no Brasil**, v. 1, p. 1-19, 1999.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.*et al*. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 326-340, 2017.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. *et al*. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology letters**, v. 23, n. 9, p. 1404-1420, 2020.

BALDWIN, R.F.; REED, S. E. ; MCRAE, B. H. ; THEOBALD, D. M.; SUTHERLAND, R.. W. Connectivity restoration in large landscapes: modeling landscape condition and ecological flows. **Ecological Restoration**, v. 30, n. 4, p. 274-279, 2012.

BAUDRY, J; MERRIAM, H, G. **Connectivity and connectedness: functional versus struc- tural patterns in landscapes**. 1988.

BÉLISLE, Marc. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. **Ecology**, v. 86, n. 8, p. 1988-1995, 2005.

BLOWES, S.A.; CONNOLLY, S. R. Risk spreading, connectivity, and optimal reserve spacing. **Ecological Applications**, v. 22, n. 1, p. 311-321, 2012.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conservação Internacional e Fundação SOS Mata Atlântica**. O corredor central da Mata Atlântica: uma nova escala de conservação da biodiversidade**. 2006.

BREJÃO, G.L.; LEAL, C. G.; GERHARD, P. A ecologia de peixes de riacho sob a perspectiva da ecologia de paisagens. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 2, p. 493, 2021.

CERQUEIRA, R. *et al*. Fragmentação: alguns conceitos. In: Rambaldi, Denise Marçal; Oliveira, Daniela América Suárez de (orgs.). **Fragmentação de Ecossistemas:** Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. *In:* RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S.de (Orgs). Brasília: MMA/SBF, 2003.

DANTAS, T. B.; ROCHA, P. L. B. Corredores Ecológicos: uma tentativa para reverter ou minimizar a fragmentação florestal e seus processos associados: o caso do Corredor Central da Mata Atlântica. *In*: FRANKE, C.R.; ROCHA, P. L. B. da.; KLEIN, W.; GOMES, S. L. (Org.). **Mata Atlântica e Biodiversidade.** 1ªed.Salvador: Edufba, 2005, v. 1, p. 165-189.

NASCIMENTO, Sandro Muniz do. **Efeitos da fragmentação de habitats em populações vegetais**. 2007. Monografia (Programa de Pós-Graduação em Ecologia), Departamento de Botânica, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, 2007. Disponível em: https://www2.ib.unicamp.br/profs/fsantos/nt238/2007/Monografias/Monografia-Sandro.pdf. Acesso em: 02 jun.2021.

FAHRIG, Lenore. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, n.34, p.487-515, 2003.

FAHRIG, Lenore. Ecological responses to habitat fragmentation per se. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 48, p. 1-23, 2017.

FAHRIG, L. *et al*. Is habitat fragmentation bad for biodiversity?. **Biological Conservation**, v. 230, p. 179-186, 2019.

FREDERICO, R.G.; REIS, V. C.S.; POLAZ, C. N.M. Conservação de peixes de riacho: planejamento e políticas públicas. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 2, p. 564, 2021.

FORERO-MEDINA, G; VIEIRA, M.V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007.

HANSKI, I.; OVASKAINEN, O. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. **Nature**, v. 404, n. 6779, p. 755-758, 2000.

HANSKI, I.; GAGGIOTTI, O.E.(Eds). **Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations.** Elsevier Inc, 2004. 691pp.

HILTY, J. A.; LIDICKER JR, W. Z.; MERENLENDER, A. M. **Ecologia de corredores: a ciência e a prática de ligar paisagens para a conservação da biodiversidade**. Island Press, 2012.

MACEDO, D. R. *et al.* Escalas Espaciais e Comunidades Aquáticas. *In*: CALLISTO, M., MACEDO, D. R., CASTRO, D. M. P.; ALVES, C. B. M. (Eds.). **Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas.** pp. 29–62. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais– Cemig. p. 29-62 (Série Peixe Vivo, 7). Disponível em: https ://www.researchgate.net/profile/Debora-De-Carvalho-3/publication/333857639_Escalas_ Espaciais_e_Comunidades_Aquaticas/links/5d10bb08a6fdcc2462a04c7c/Escalas-Espaciais-e-Comunidades-Aquaticas.pdf. Acesso em: 02 de jun. 2020.

MARTINS, E. S. *et al*. **Ecologia de Paisagem:** conceitos e aplicações potenciais no Brasil. 2004.Disponível em: https://repositorio.unb.br/bitstream/10482/16115/1/ARTIGO_Ecologia PaisagemConceitos.pdf. Acesso em 27 jul. 2021. ISSN 1517-5111.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, Edward O. An equilibrium theory of insular zoogeography. **Evolution**, v. 17, p.373-387, 1963.

MCRAE, B.H.; BEIER, P. Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 50, p. 19885-19890, 2007.

METZGER, Jean Paul. O que é ecologia de paisagens? **Biota neotropica**, v. 1, p. 1-9, 2001.

NASSAUER, J (Ed.). **Placing nature: culture and landscape ecology**. Island Press, 2013. 171p.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de ecologia**: Tradução Pégasus Sistemas e Soluções. 5º edição norte Americana, Thompson. 2007.

PARDINI, R.; BUENO, A. de. A.; GARDNER, T.A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PloS one**, v. 5, n. 10, p. e13666, 2010.

PIRES, J. S. R.; PIRES, A. M. Z. C. R; SANTOS, J. E. Avaliação da integridade ecológica em bacias hidrográficas. In: SANTOS, E. dos; CAVALHEIRO, F.; PIRES, J. S. R.; OLIVEIRA, C. H.; PIRES, A. M. Z. R. **Faces da polissemia da paisagem – ecologia, planejamento e percepção**. São Carlos: RiMa, 2004. p.123-150.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A.S; BARROS, C.S. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. *In*: ROCHA, C. F.D. da. **Biologia da Conservação:** essências. São Carlos, São Paulo: RiMA. 2006.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, v. 10, 2001.328p.

RIBEIRO, J. W.; SANTOS, J. S. dos.; DODONOV, P.; MARTELLO, F.; NIEBUHR, B. B.; RIBEIRO, M.C. LandScape Corridors (lscorridors): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 11, p. 1425-1432, 2017.

RIGUEIRA, D.M.G.; MARIANO-NETO, E. Limiares de extinção: a perda abrupta de plantas na mata atlântica. **Rev. Ciência Hoje**, v.54, n.323, p.16-19. 2015.

SARTORELLO, Ricardo. **Interações em estudos para conservação: conceitos e técnicas para análises geográficas e ecológicas da paisagem**. 2014.253 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia Física do Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014. DOI: 10.11606/T.8.2014.tde-24032015-122734.

SEGURADO, P.; JESUS, B. **Aplicação de Sistemas de Informação Geográfica nas Diferentes Fases de um Estudo Ecológico.** ESIG 99, Lisboa. 1999.

SOARES FILHO, Britaldo Silveira. **Modelagem da dinâmica de paisagem de uma região de fronteira de colonização amazônica**.1998 Tese (Doutorado em em Engeharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998. Disonível em: http://www.dpi .inpe.br/cursos/tutoriais/modelagem/referencias/tese_britaldo/capa.pdf. Acesso em: 03 dez. 2020.

SOARES FILHO, Britaldo Silveira. **Modelagem de dados espaciais.** Curso de especializa ção – Universidade Ferderal de Minas Gerais, 2000. Disponível em: http://www.csr.ufmg. br/geoprocessamento/publicacoes/modelagemdedadosespaciais.pdf. Acesso em 03 jun. 2020.

STEINER, F. Diversidade genética e análise da paisagem de espécies arbóreas da Floresta Estacional Decidual. Dissertação (Mestrado em Recursos Genéticos e Vegetais) –Universi dade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Florianópolis, 2014. Disponível em: https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/123225. Acesso em 09. Ago. 2021.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, p. 571-573, 1993.

TISCHENDORF, L; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 7-19, 2000.

TISCHENDORF, L; FAHRIG, L. On the use of connectivity measures in spatial ecology. A reply. **Oikos**, v. 95, n. 1, p. 152-155, 2001.

VALERI, S. V.; SENÔ, MAAF. A importância dos corredores ecológicos para a fauna e a sustentabilidade de remanescentes florestais. 2004. 2012.

3. CAPÍTULO 1.

ASPECTOS AMBIENTAIS DA BACIA DO RIO CATU, BAHIA, BRASIL: CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

RESUMO

As condições físicas ambientais de uma bacia condicionam as formas de manejo, o aproveitamento dos seus recursos e ocupação. Considerando a disponibilidade das ferramentas de SIG, é possível que sejam feitas sobreposições espaciais de diferentes variáveis ambientais da área como a pedologia, hidrologia, geomorfologia, uso e ocupação do solo, etc. Este capítulo destina-se à caracterização ambiental da bacia do rio Catu, que influenciam diretamente sua diversidade biológica, e nos processos antrópicos que atingem a área. A bacia do Catu possui clima Tropical (Af). Ocorrem na área as unidades estratigráficas: formação Marizal (54,66%), formação São Sebastião (39,71%), depósitos Aluvionares do Holocênicos (2,75 %), grupo Ilhas (1,23%) e formação Barreiras (0,16%). Com relação a geomorfologia, a bacia se divide em Tabuleiros do Recôncavo (87,31%), Tabuleiros interioranos (12,67%), Planícies e Terraços Fluviais (0,021%), e relevos que variam de planos a forte ondulado. No que diz respeito a pedologia, foram identificadas as classes de Argissolos, ocupando maior área da bacia (68,51%) seguido por Neossolos (27%), outros (área urbana) (2,45%), Gleissolos (1,02%) e Latossolos (1,0%). Com Relação as fitofisionomias vegetacionais, ocorrem na área Floresta Ombrófila Densa (41,52%), área de transição Savana-Floresta Ombrófila Densa (21,37%), Savana (19,66%) área de transição Savana-Floresta Estacional (17,35%) e Floresta Estacional Semidecidual (0,09%).

Palavras-chave: Bacia hidrográfica; Sistema de Informação Geográfica; Recursos Hídricos.

ABSTRACT

The environmental physical conditions of a basin condition the forms of management, the use of its resources and occupation. Considering the availability of GIS tools, it is possible that spatial overlaps are made of different environmental variables of the area such as pedology, hydrology, geomorphology, land use and occupation, etc. This chapter is intended for the environmental characterization of the Catu River basin, which directly influence its biological diversity, and the anthropic processes that affect the area. The Catu basin has a tropical climate (Af). The following stratigraphic units occur in the area: Marizal formation (54.66%), São Sebastião formation (39.71%), Holocenic Aluvionar deposits (2.75%), Islands group (1.23%) and Barreiras formation (0.16%). Regarding geomorphology, the basin is divided into Recôncavo Trays (87.31%), Interior Trays (12.67%), Plains and River Terraces (0.021%), and reliefs ranging from flat to strongly undulating. With regard to pedology, the classes of Argisols were identified, occupying the largest area of the basin (68.51%) followed by Neosols (27%), others (urban area) (2.45%), Gleissolos (1.02%) and Latosols (1.0%). Regarding the vegetation phytophysiognomies, they occur in the area Dense Ombrophilous Forest (41.52%), Savannah-Dense Ombrophilous Forest transition area (21.37%), Savanna (19.66%) transition area Savannah-Seasonal Forest (17.35%) and Semideciduous Seasonal Forest (0.09%).

Keywords: Watershed; Geographic Information System; Water Resources.

1. INTRODUÇÃO

As bacias hidrográficas se caracterizam como sistemas ambientais bem definidos, e os estudos na área requerem integração, buscando caminhos interdisciplinares (CAZULA; MIRANDOLA, 2010), geralmente associados ao SIG. Considerando a flexibilidade e disponibilidade das ferramentas de SIG é possível que sejam feitas sobreposições espaciais de diferentes variáveis ambientais da área como a pedologia, hidrologia, geomorfologia, uso e ocupação do solo, etc.

As condições físicas ambientais de uma bacia condicionam as formas de manejo, o aproveitamento dos seus recursos e ocupação, e determinam a suscetibilidade natural a eventos de enchentes e inundações, erosão do solo, etc.

Contudo, a gestão dos recursos hídricos deve ser integrada, considerando além dos aspectos físicos, também os aspectos sociais e econômicos (PORTO; PORTO, 2008).

As bacias hidrográficas são unidades espaciais de dimensões variadas, onde se organizam os recursos hídricos superficiais em função das relações entre a estrutura geológica-geomorfológica e parâmetros climatológicos, ou seja, conforme seus diferentes elementos que constituem seu recorte geográfico, que devendo ser interpretadas de forma sistêmica para entendimento de dinâmicas ambientais e para propor mecanismos de planejamento (CARVALHO, 2014).

São exemplos destes estudos em bacias hidrográficas, as análises pedológicas atreladas ao planejamento de uso e ocupação e recuperação de áreas degradadas, bem como análises morfométricas, uma vez que a forma de uma bacia hidrográfica é influenciada pela estrutura geológica, litologia, relevo e clima (LOPES *et al.*, 2018; CAPOANE; SILVA, 2020).

Portanto, a descrição das a variação espacial dos elementos da geodiversidade[1] é importante para embasar a tomada de decisão nas formas de uso e ocupação, buscando as potencialidades naturais das condições ambientais da área.

Diante do exposto, este capítulo destina-se à caracterização ambiental da bacia do rio Catu, descrevendo suas características geológica-geomorfológica-climatológica, e os processos antrópicos que atingem a área, que refletem diretamente na sua diversidade biológica.

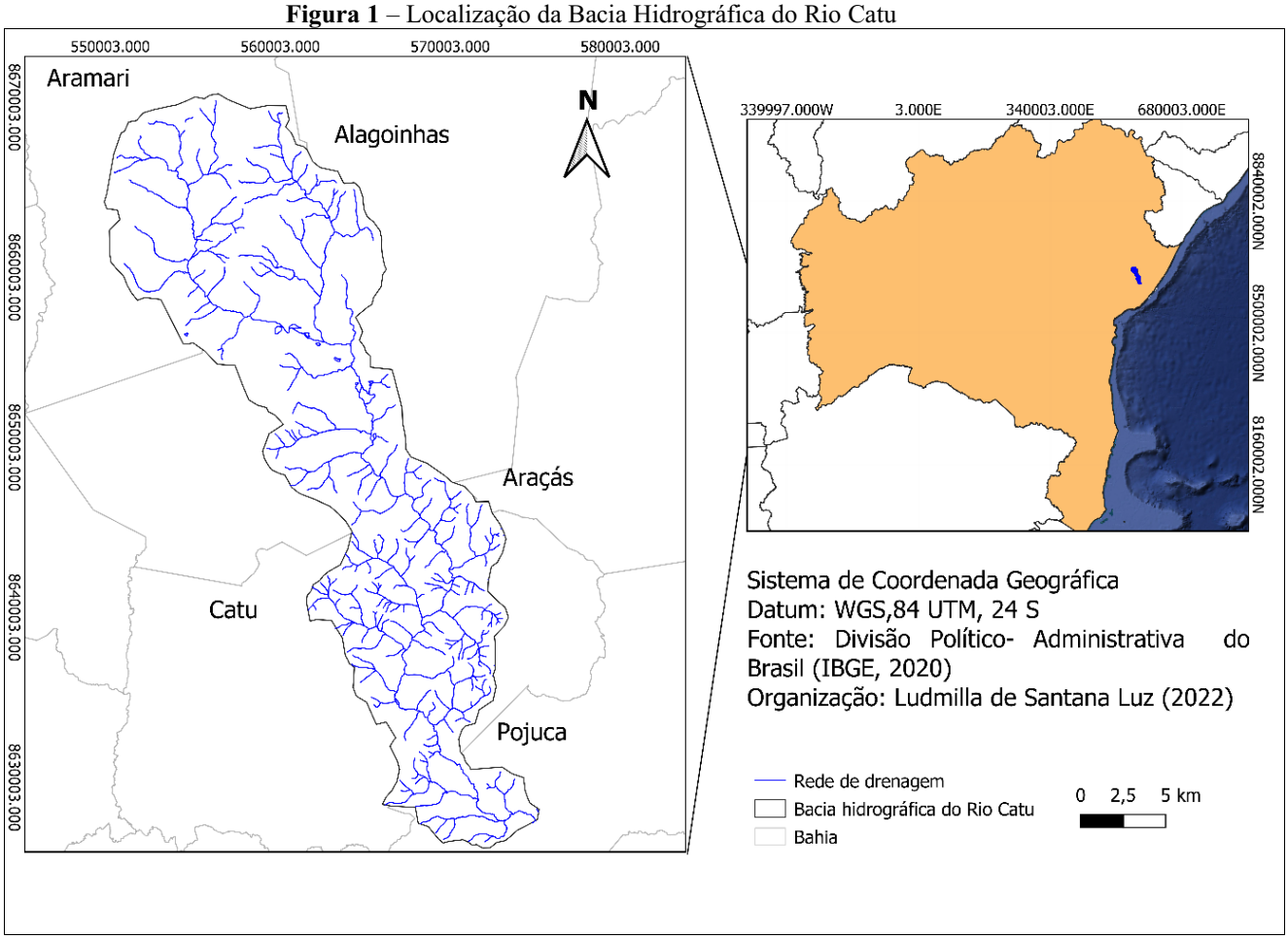
[1] Segundo Gray (2013, p. 12) geodiversidade refere-se "à diversidade de aspetos geológicos (rochas, minerais, fósseis), geomorfológicos (paisagem, topografia, processos físicos), pedológicos e hidrológicas, incluindo as suas associações, estruturas, sistemas e contribuições para a paisagem."

2.MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Localização da área de estudo

A bacia do rio Catu possui uma área de 42.556,24 hectares e perímetro de 132,18 km; está inserida entre sob as coordenadas 12°01’ a 12°24’ latitude Sul e 38°18’a 38°30’ longitude oeste. O rio Catu, rio que nomeia a bacia (Apêndice A e B, p.140-142) é um afluente do rio Pojuca, nasce na cidade de Aramari, percorre 62 km, passando pelos municípios de Catu, Pojuca e Alagoinhas, separa este último do município de Araçás, e deságua no rio Pojuca.

Figura 1 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Catu



Fonte: Autoral (2022). Baseado no banco de dados da ANA (2020) e IBGE (2020)

A ocupação antrópica da bacia do rio Catu resultou na fragmentação florestal, degradação do solo e dos corpos hídricos. A poluição do solo é considerada como um dos fatores críticos na área da bacia, visto que existe o descarte inadequado dos resíduos em lixões. A cidade de Catu, Pojuca e Alagoinhas possuem aterros sanitários convencionais, não existindo em Aramari e Araçás (ZEE, 2014).

As cidades de Alagoinhas, Catu e Pojuca destacam-se entre os municípios que possuem atividades poluidoras e que comprometem a qualidade ambiental devido as indústrias de couro e petróleo, sobretudo as indústrias petrolíferas localizadas em Alagoinhas e Catu; estes últimos ainda possuem maior número de frota veicular, intensificando a poluição atmosférica. Atividade mineradoras também se desenvolvem nestas cidades como extração de areia, cascalho, quartzo, argila e água mineral (ZEE, 2014). A cidade de Alagoinhas possui indústrias cervejeiras que se instalam no município pela qualidade das águas subterrâneas.

As águas do rio Catu são utilizadas para irrigação, dessedentação de animais, afazeres domésticos, represamento para lazer. Nos municípios de Alagoinhas e Catu, o rio Catu passa pelo perímetro urbano e recebe grande descarga de esgoto doméstico (não tratado) e efluentes industriais (tratado), com consequente intensificação da poluição deste rio. O rio Catu é um dos rios monitorado pelo projeto "Observando os Rios" da SOS Mata Atlântica desde 2016, sendo registrados os parâmetros físico-químicos e potabilidade da água, em dois pontos (Apêndice A e B), a saber: em um trecho canalizado no centro da cidade de Alagoinhas e um segundo ponto, em área rural, conhecido como complexo UNEB/ EBDA (SOSMA 2019, 2020).

A vegetação tem sido suprimida e substituída principalmente por pastagem e plantios de eucalipto. Vaz e Matos (2015); Matos, Queiroz e Bautista (2017) e Jesus, Almeida e Fonseca (2017) citam a ocorrência na área de Floresta Ombrófila Densa, com áreas de transição (Savana/Floresta ombrófila Densa).

2.2 Dados espaciais

Os dados espaciais, em formatos raster e vetorial, resultantes do sensoriamento remoto, utilizados para a caracterização física/ambiental foram obtidos em diferentes bancos de dados geográficos, a saber: Limites Municipais e Biomas do IBGE (IBGE, 2020, http://ibge.gov.br/), na escala 1:250.000; Pedologia, Geologia, Geomorfologia e vegetação (BDIA, 2020, https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/home) em escala 1:250.000; para informações de clima, utilizou-se dados obtidos do de classificação climática de Köppen baseada em Alvares *et al.* (2013) em FORESTGIS (https://forest-gis.com/), em escala de 1:5.000.000.

Após aquisição e análise dos dados secundários foram gerados mapas temáticos para área. A composição do layout final seguiu-se o sistema de padronização de cores em RGB (*Red, Green, Blue*) conforme manuais indicados pelo IBGE (Vegetação, uso e cobertura da terra), Embrapa (Solos), Alvares e*t al.* (2013) (Clima), demais dados (Geologia,

Geomorfologia e Relevo) foram adaptados conforme paleta de cores do Banco de Dados de Informações Ambientais (BDIA).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Clima

O clima na área de estudo conforme a classificação de Köppen é classificado como Tropical sem Estação Seca (Af) (ocorre em 91,45% da área) e de Monção (Am) (8,55%).

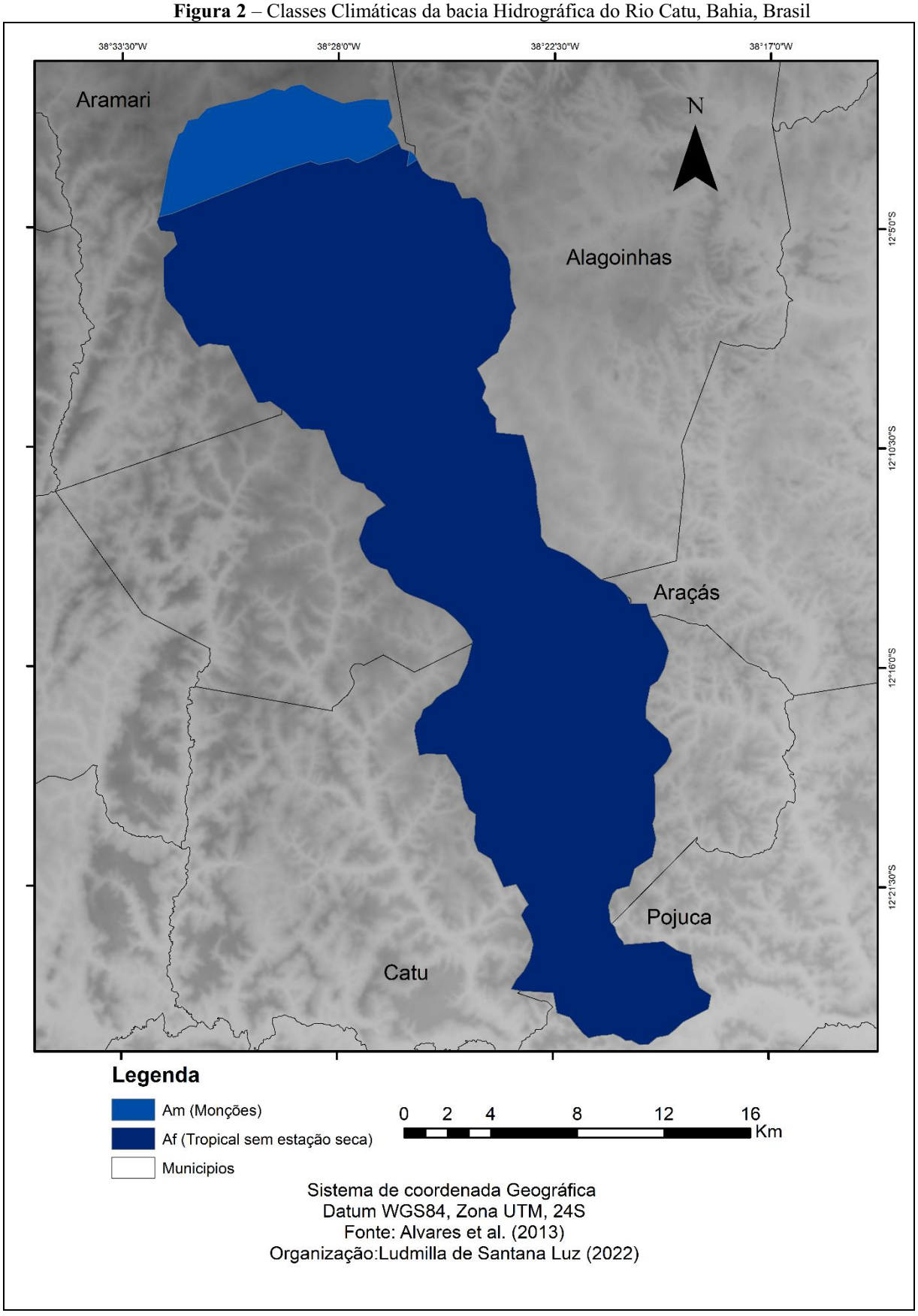
Tabela 1 – Tipos climáticos ocorrentes na bacia hidrográfica do rio Catu, Bahia, Brasil

Classes	Área (ha)	Porcentagem
Af	3637,524	91,45%
Am	38918,7154	8,55%
Área da Bacia	42556,32	100

Fonte: Autoral (2021). Com base em Alvares *et al*., (2014).

O clima da bacia hidrográfica do rio Catu é tropical (A) e segundo a classificação de Köppen (1936), a temperatura do mês mais frio é de 18 C°, com precipitação para os meses mais secos de aproximadamente ≥ 60 mm, com ausência de estação seca (Af). Ocorre em 91,4 % da área (Tabela 1; Figura 2). O Clima de monção, que ocorre somente em 8,5% da área (tabela 1), ao norte da bacia (Figura 2), é caracterizado por precipitação < 60 mm de chuvas anuais e nos meses secos a precipitação varia entre ≥ 25- 100 mm (ALVARES *et al*., 2013). A variação climática acima descrita influencia nas formações vegetacionais ocorrentes na área, sobretudo, a predominância de Floresta Ombrófila Densa (BRASIL, 1981; MATOS, QUEIROZ; BAUTISTA, 2017).

Figura 2 – Classes Climáticas da bacia Hidrográfica do Rio Catu, Bahia, Brasil



Fonte: Autoral (2022). Baseada em Alvares *et al*., (2013).

3.2 Geologia

A formação geológica da bacia inclui cinco unidades estratigráficas: formação Marizal (54,66%), formação São Sebastião (39,71%), depósitos Aluvionares do Holocênicos (2,75 %), grupo Ilhas (1,23%) e formação Barreiras (0,16%) (Tabela 2).

Tabela 2 – Tabela de formação Geológica da bacia do rio Catu, Bahia, Brasil

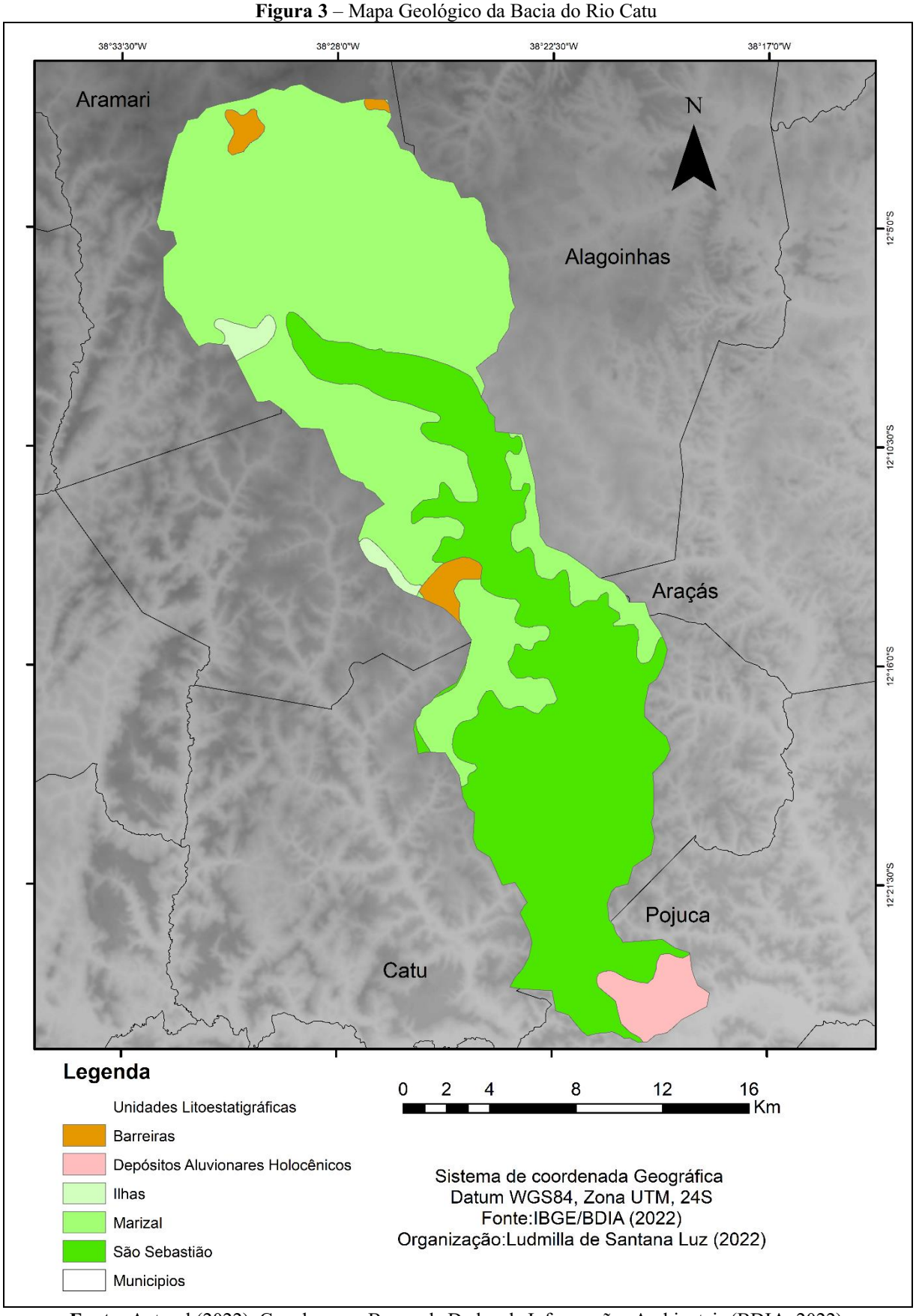
Unidade Litoestratigráfica	Área (ha)	% ocupação da área da bacia
Formação Marizal	23.261,24	54,66%
Formação São Sebastião	16.901,16	39,71%
Depósitos Aluvionares do Holocênico	1.168,66	2,75%
Grupo Ilhas	525,45	1,23%
Formação Barreiras	699,71	0,16%
Área total da bacia	425.56,32	100

Fonte: Autoral (2022). Baseado no Banco de Dados de Informações Ambientais (BDIA, 2022).

Formação Marizal: o nome provém da Serra do Marizal (um extenso tabuleiro), situado no leito do rio Itapicuru, próxima a cidade de Tucano. Na Bacia do Recôncavo, a formação Marizal está representada de modo insignificante. No subgrupo Bahia, a formação Marizal apresenta-se praticamente de modo horizontal cobrindo a maior parte da formação São Sebastião (Figura 3), cobre também o grupo Ilhas em Aramari. Em alguns pontos a formação São Sebastião estabelece contato lateral com a formação Marizal (BRASIL, 1981).

A Formação São Sebastião: está situada no topo da subdivisão Bahia, e no contato com a parte inferior do grupo ilhas; pode ser identificado pela presença de Arenito Bebedouro ou folhelho preteo; ocupa cerca de 60% da Bacia do Recôncavo (Tabela 2). Esta formação é composta principalmente por duas unidades de arenito situada numa extremidade (uma na base e outra no topo); entre as extremidades existem seções de siltitos e folhelhos (BRASIL, 1981).

Figura 3 – Mapa Geológico da Bacia do Rio Catu



Fonte: Autoral (2022). Com base no Banco de Dados de Informações Ambientais (BDIA, 2022)

Aluvionares do Holocênico: são sedimentos do quaternário e ocupam calhas de rios emergentes e são compostos por areia e cascalho que podem ser carregados aos fundos ou meandros dos rios atuais ou mesmo serem depósitos de misturas em depressões locais. Embora não ocupe grandes extensões (Figura 3), os depósitos sedimentares do holoceno possuem importância econômica (BRASIL, 1981).

A litologia é formada por micritos creme e cinza-escuro com interestratificação de folhelhos calcíferos e não-calcíferos. A parte inferior da formação é de idade terciária sendo afetada pelo magmatismo básico de Abrolhos, sendo que a parte superior é pleistocênica (BRASIL, 1981).

Grupo Ilhas: é formado por duas formações: na sua porção inferior está a formação Marfim e na superior, a formação Pojuca, sendo possível fazer distinção dessas duas formações a partir da diagrafia de eletrorresistividade; a nível exclusivamente litológico a descrição desse grupo é impossível, mas é possível distingui-lo do grupo Santo Amaro (BRASIL, 1981).

A formação rochosa é composta por siltitos cinza-verde e cinza-amarelo, que são abundantes, calcíferos micáceos; os carbonatos plaqueados, azulados ou amarelados, arenosos ou não são interestratificados nos siltitos e folhelhos; os conglomerados poligênicos finos e espessos; além das microcoquinas de ostracodes, em bancos decimétricos e rítmicos. Os níveis fossilíferos são mais elevados nesta unidade sendo encontrados fósseis de moluscos, peixes e crocodilianos, além de restos vegetais. Nesta unidade estratigráfica ocorre ainda movimentos sindeposicionais com camadas de argila que podem chegar até 1 metro, o que é raramente encontrado nas demais unidades (BRASIL, 1981).

Formação Barreiras: o nome veio da designação de terras costeiras que formam mesas que são formadas ao longo da costa e constantemente formam falésias (BRASIL, 1981). A sua composição litológica e faciológica embora seja abrangente se repete constantemente. Encontra-se angularmente em discordância sobre todas as rochas mais antigas. Forma tabuleiros descontínuos, resíduos provenientes de uma antiga planície costeira, soerguida ao final do terciário (BRASIL, 1981). A inclinação dos tabuleiros é mais ou menos constante e da ordem de 1 a 1,5 m por quilômetro para leste (BRASIL, 1981).

A sua litologia é composta por conglomerados predominantemente de fenoclastos de quartzo leitoso, arredondados, em meio de seixos de granulitos, arenitos, lamitos etc. A matriz é formada de arenito igualmente complexo em composição e mal selecionado. Os arenitos possuem sua matriz de composição dos conglomerados, apresentando cores variadas, vermelha ou violeta, branca e amarela. Internamente, a estrutura do banco de arenitos

apresenta, na maioria dos casos, estratificação plano-paralela. Canalizações são muito comuns. A fração pelítica se resume às camadas decimétricas de siltitos varicoloridos (BRASIL, 1981)

Diante de todas as características acima descritas é evidente a importância da formação geológica da bacia hidrográfica do Catu uma vez que nela se desenvolvem diferentes atividades de exploração de recursos minerais.

3.3 Geomorfologia

A geomorfologia da bacia se divide em Tabuleiros do Recôncavo (87,31%), Tabuleiros interioranos (12,67%), Planícies e Terraços Fluviais (0,021%) (Tabela 3).

Tabela 3 – Tabela de formação Geomorfológica da bacia hidrográfica do rio Catu, Bahia, Brasil

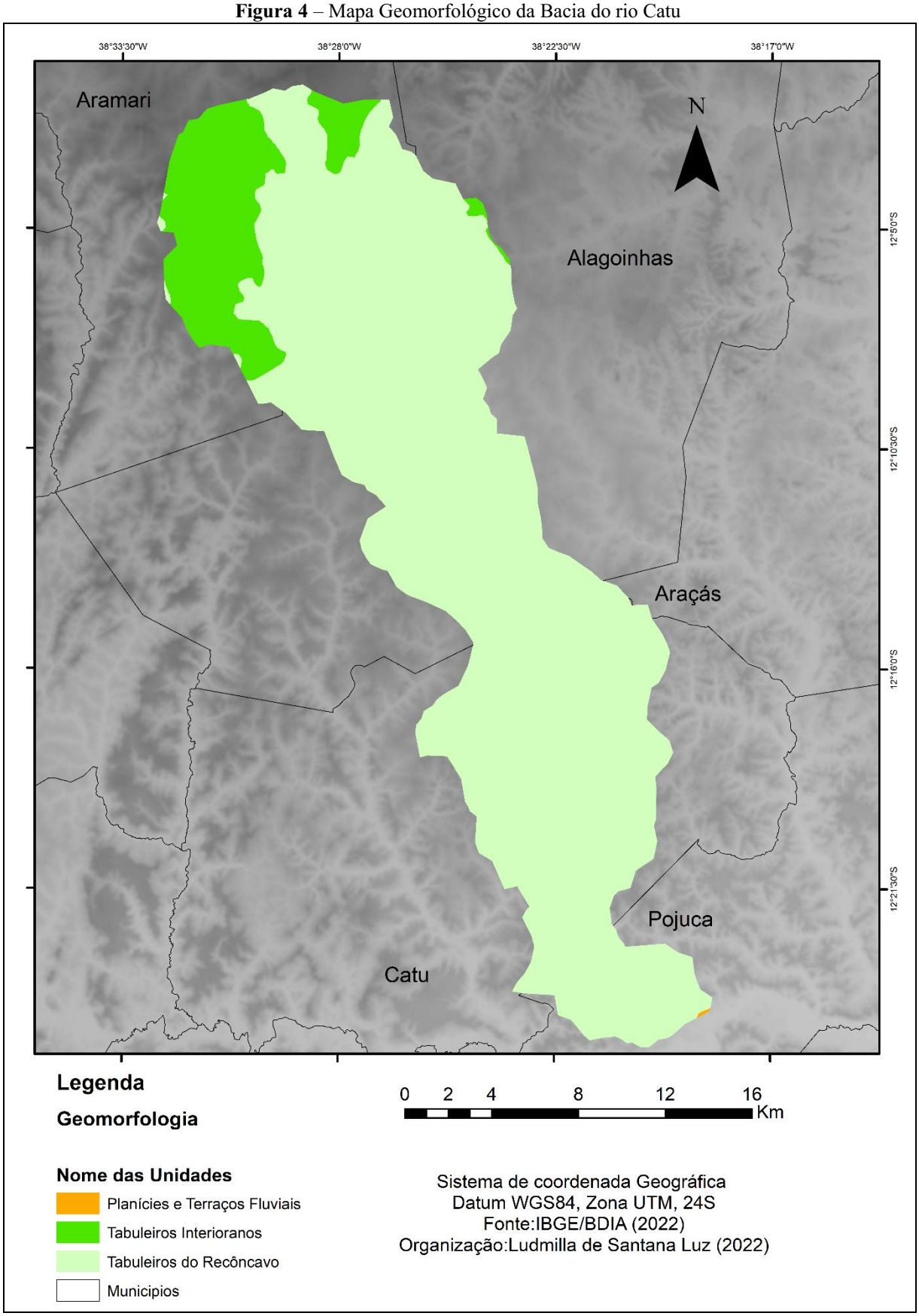
Unidades Geomorfológicas	Área (ha)	% ocupação da área da bacia
Tabuleiros do Recôncavo	37.154,02	87,31%
Tabuleiros Interioranos	5.393,49	12,67%
Planícies e terraços fluviais	8.81	0,021%
Área total da bacia	425.56,32	100

Fonte: Autoral (2022). Baseada no Banco de Dados de Informações Ambientais (BDIA, 2022).

Tabuleiros do Recôncavo: cobrem 87,31% da área (Tabela 3; Figura 4); são unidades geomorfológicas que formam um conjunto de tabuleiros, em sua maioria dissecados, com altimetria mínima de 50 e máxima inferior a 200 metros. A composição dos seus solos, formados por arenitos, folhelhos, siltitos e calcários, tiverem origem nas Formações São Sebastião, Candeias e Itaparica (Grupo Santo Amaro) e areias e argilas, da Formação Marizal, incluindo setores locais de material da Formação Barreiras.

No entorno do município de Alagoinhas, o relevo é caracterizado por pequenos interflúvios convexizados com ocorrência de residuais de topo tabular (BDIA, 2022). Os relevos possuem características tabulares e limitados por escarpas ou pequenas escarpas, enquanto as colinas surgem às vezes como monoclinais e são intercaladas com rampas coalescentes. Ocorrem também Alvéolos de Cabeceira nas encostas dos tabuleiros, ligando-se a vales através de rampas Coluviais. Presença de áreas drenadas por pequenos rios independentes com vales largos, de fundo chato, colmatado por material arenoso, ainda contém trechos alagados e meandros abandonados (BDIA, 2022).

Figura 4 – Mapa Geomorfológico da Bacia do rio Catu



Fonte: Autoral (2022). Baseado no Banco de Dados de Informações Ambientais (BDIA, 2022).

Toda área dos tabuleiros do recôncavo é recoberta por uma espessa camada de alterações. Em determinados trechos o material corresponde à remobilização de depósitos da Formação Barreira, eventualmente nota-se afloramentos de blocos de arenitos em lajedos. Tendência de formação de argilosos em encostas onde a solifluxão é importante, nestas áreas ocorrem deslizamentos localizados (BDIA, 2022). Os Alvéolos de Cabeceira entalham os tabuleiros, sobre essas estruturas estão pequenas depressões são preenchidas por areias brancas, lixiviadas, os topos são preenchidos por areias deprimidas por rampas e lombadas arenosas (BDIA, 2022).

Os processos formadores desta unidade são evidenciados por movimentos tectônicos através da inclinação e quebramento das camadas em diferentes direções, existem na área vales adaptados à estrutura e escarpas adaptadas a falha, as falhas foram conduzidas pela tectônica. Esta unidade faz transição lenta e gradual aos Tabuleiros Costeiros (BDIA, 2022).

Tabuleiros Interioranos: são unidades de relevo com topo pouco elevado com altimetria mínima de 150 e máxima de 600, a morfogênese é mecânica e química. Ocupam uma área de 12,67% da bacia (Tabela 3; Figura 4). Em sua maioria os entalhes de drenagem não são muito profundos, apresentando padrão subdendrítico. Os vales são caracterizados como longos e de fundo chato e colmatados, os afluentes de menor tamanho estão dispostos em formato de “V”. Pode ocorrer o afloramento de rochas em leitos e apresentar corredeiras (BDIA, 2022).

Em topos planos são observadas rampas levemente inclinadas confluindo no sentido dos vales, tendendo a formação de planos justapostos aos tabuleiros, ocorrendo setores de dissecação no topo (BDIA, 2022). As encostas possuem pequenos declives variando entre 0º e 5º. De modo geral pode apresentar o entalhe dos talvegues é de 20 a 45 m e a densidade varia de média a grosseira (BDIA, 2022). Nesta unidade ocorre erosão superficial ocasionada pelo escoamento difuso, mas o processo de supressão da vegetação natural por diferentes formas de uso com a pastagem acarreta fragilidades no ecossistema (BDIA, 2022).

O topo plano dos tabuleiros associam-se as coberturas cenozóicas, porém, há presença de afloramentos de granulitos, charnockitos e metatexitos do Proterozóico Inferior, à medida que a dissecação se aprofunda (BDIA, 2022). Estes tipos de relevo possuem coberturas que variam de 2 a 5 m, textura areno-argilosa e coloração ocre-amarelada, às vezes avermelhada, este material trata-se de fragmentos de rochas que foram desintegradas com base de grãos arredondados (pisólitos) (BDIA, 2022). Linha de pedras ou fragmentos de couraça na podem ser observados base do perfil, nas vertentes e nos planos mais rebaixados nota-se afloramentos de blocos rochosos e matacões (BDIA, 2022).

A cobertura arenosa é mais espessa em topos tabulares mais conservados. Os sedimentos são mais espessos nos topos aplanados ou retocados assim, desenvolvendo-se Latossolos e Argissolos. O material de cobertura visível atinge aproximadamente 1,5 a 2 m, com textura arenosa e areno-argilosa de coloração alaranjada e eventualmente creme. Já nos planos inclinados, em direção paralela à drenagem, a cobertura arenosa é menos espessa, ocorrendo frequentes lajedos (BDIA, 2022).

Planícies e terraços fluviais: estão incluídas as várzeas e terraços aluviais elaborados em depósitos sedimentares holocênicos. Predominância ao longo dos principais rios se apresentando como trechos descontínuos de planícies aluviais, cobrindo uma área pouco extensa (Tabela 3; Figura 4). Não possui padrão de drenagem definido assim como sua altimetria também é indefinida. Existem setores que ocorrem colisão com a planícies não sendo possível sua diferenciação (BDIA, 2022). Fatores estruturais podem retilizar trechos de travelgues, ocorrem também feições como diques arenosos, lagos de barramento, bacias de decantação, canais anastomosados (BDIA, 2022). Na área ocorrem ao longo dos rios principais rios que compõem a malha hidroviária estreitos setores de planícies e terraços fluviais, sendo frequentes grande quantidade de rios menores que desaguam diretamente no oceano (BDIA, 2022).

Localmente, encontra-se níveis de argilas, siltes e areias muito finas a grosseiras, estratificadas localmente e intercaladas por concreções ferruginosas e concentrações orgânicas, assim formam-se nessas locais Neossolos Flúvicos e Gleissolos (BDIA, 2022). As rochas cristalinas alteradas geram solos do tipo Podzólicos Vermelho-Amarelos, por vezes plínticos, associados a Plintossolos álicos, nos terraços; e Latossolos, por vezes plínticos, associados a Gleissolo no local de Terraços com Planícies. Ainda podem ocorrer solos Hidromórficos Gleyzados associados a Solos Aluviais (BDIA, 2022).

Na constituição das planícies de terraços apresentam-se a evidências de ajustes à neotectônica e é acelerada por processos de evolução de meandro, a comoltagem ocorre por meio de sedimentos em suspensão, arrastamento e saltação de material grosseiro, ocorre também através de transporte em suspensão de colóides e deposição de sedimentos ao longo de trechos das margens. Ocasionalmente o material é encontrado ainda de modo pedogenizado (BDIA, 2022).

O relevo da bacia do rio Catu possui variação de plano a forte ondulado, com predominância para o relevo ondulado e forte ondulado (Tabela 4). O Quadro 2 traz as características dos tipos de relevo encontrados na área, em função de suas características topográficas. A Figura 5 mostra a declividade na área de estudo.

Tabela 4 – Tabela de distribuição do Relevo da bacia do rio Catu, Bahia, Brasil

Forma de relevo	Área em Hectares	Porcentagem%
Ondulado e Forte Ondulado	17.727,33	41,64
Suave ondulado e plano	16.960,62	39,83
Ondulado	33.188,50	7,79
Suave ondulado e ondulado	3.070,70	7,21
área Urbana	1.042,66	2,16
Plano	4.367,24	1
Área da Bacia	42556,32	100

Fonte: Autoral (2022). Baseada no Banco de Dados de Informação Ambiental (BDIA, 2022).

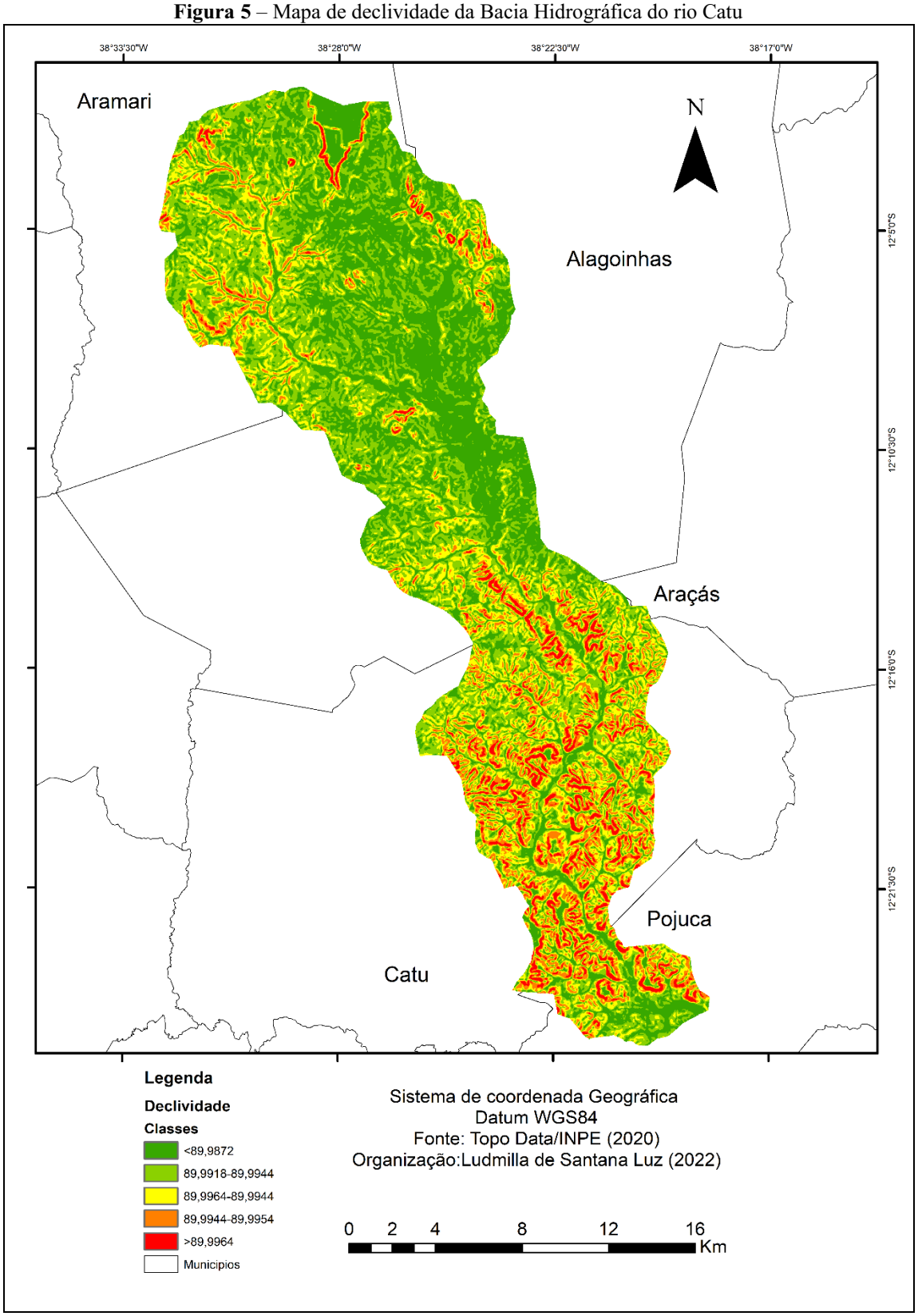
Quadro 1 – Características dos tipos de relevo encontrados na bacia do rio Catu, em função de suas características topográficas

Relevo	Descrição
Plano	Superfície de topografia esbatida (atenuada) ou horizontal, onde o desnivelamento é muito pequeno, predominando a declividade em 0 a 3% do terreno.
Suave ondulado	Superfície de topografia pouco movimentada, constituída por conjunto de colinas e/ou outeiros (elevações de altitudes relativas até 50 m e de 50 m a 100 m, respectivamente), apresentando declives suaves, predominando a declividade em 3 a 8% do terreno.
Ondulado	Superfície de topografia pouco movimentada, constituída por conjunto de colinas e/ou outeiros, apresentando declives moderados, predominando a declividade em 8 a 20% do terreno.
Forte ondulado	Superfície de topografia movimentada, formada por outeiros e/ou morros (elevações de altitudes relativas de 50 a 100 m e de 100 a 200 m, respectivamente) e raramente colinas, com declives fortes, predominando a declividade em 20 a 45% do terreno.

Fonte: adaptado de Santos *et al.* (2018).

O relevo é um dos elementos responsáveis pela disponibilidade dos recursos hídricos superficias e subterrâneos, além de controlar a entrada e saída de água neste sistema ambiental. Este movimento de entrada e saída são caracterizados pela precipitação e escoamento da água pela rede de drenagem em cursos d'água convergentes para um ponto único de saída, o exutório (SILVEIRA, 1997; AMÉRICO-PINHEIRO; BENINI, 2018).

Figura 5 – Mapa de declividade da Bacia Hidrográfica do rio Catu



Fonte: Autoral (2022). Baseado no Banco de Dados de Informações Ambientais (BDIA, 2022).

Complementa Sampaio (2021) que é através da geomorfologia e das ciências que a amparam que é possível compreender as modificações que ocorrem no relevo, compreendendo a sua dinâmica e seus agentes de transformações.

3.4 Pedologia

Os solos ocorrentes na área são: Argissolos (68,51% da área da bacia), Neossolos (27%), outros (área urbana) (2,45%), Gleissolos (1,02%) e Latossolos (1,0%) (Tabela 5).

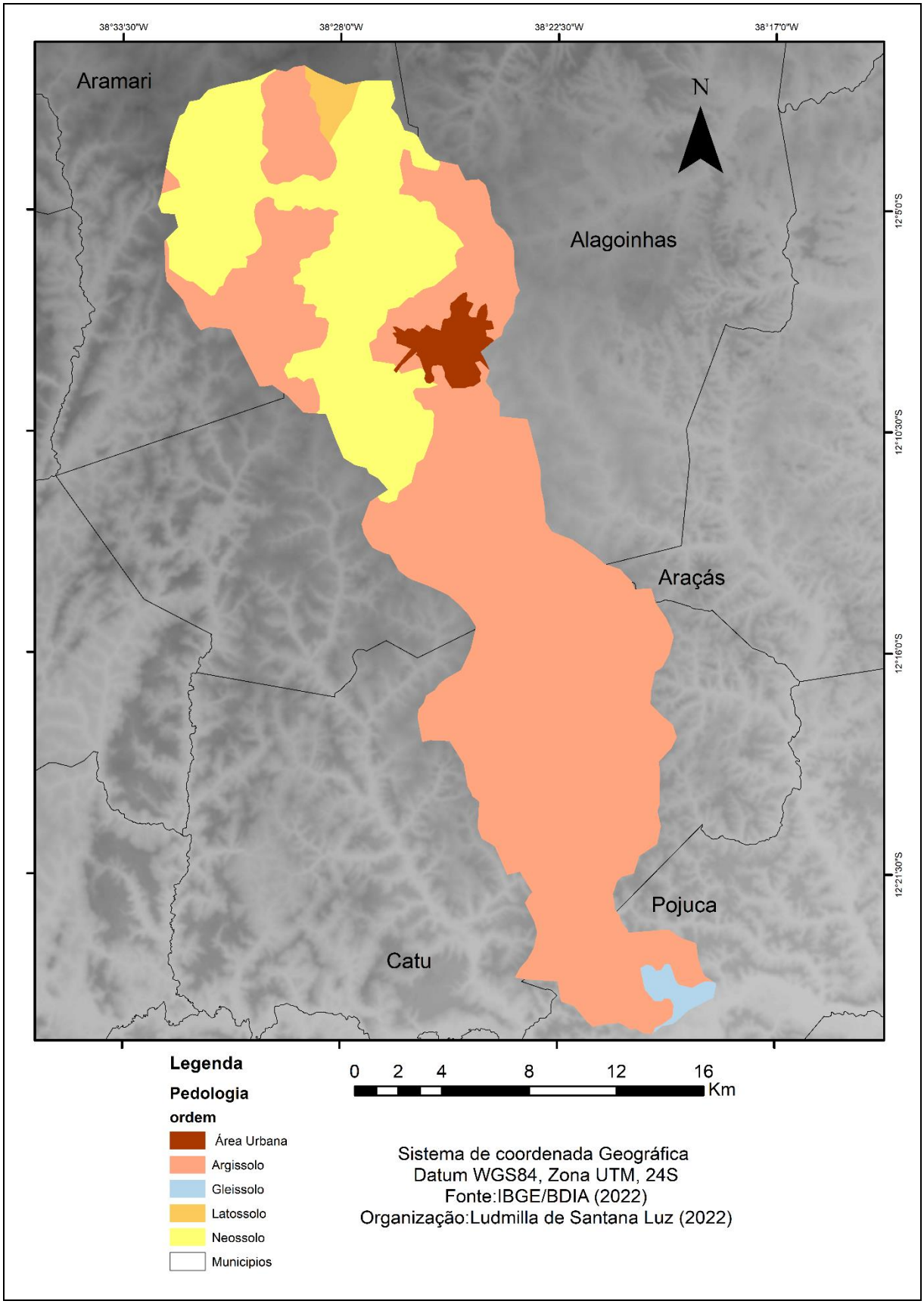
Tabela 5 – Classes de solos da Bacia do Rio Catu, Bahia, Brasil

Classes	Área (ha)	% ocupação da área da bacia
Argissolo	29.156,81	68,51%
Neossolo	11.492,032	27%
Outros(Área Urbana)	1.042,66	2,45%
Gleissolo	436,724	1,02%
Latossolo	428,00	1,0%
Área total da bacia	425.56,32	100

Fonte: Autoral (2022). Com base no Banco de Dados de Informações Ambientais (BDIA, 2022).

Argissolos: Os argissolos ocupam 68,51% da área da bacia (Tabela 5; Figura 6); possuem horizonte B textural, é constituído por argila de baixa atividade ou alta atividade em decorrência da baixa saturação alumínica ou agregada por saturação por bases baixas, processos de fertilização incompleto com evolução avançada e mobilização de argila superficial do solo, conexão com paragênese caulinítico-oxídica ou virtualmente caulinítica ou vermiculita com hidróxi-A (SANTOS, 2018). Apresentam características variadas podendo ser bem drenados e avermelhados ou ainda amarelados, raramente podem apresentar cores brunadas ou acinzentadas. São solos que apresentam uma espessa camada de argila no horizonte B, podendo variar o teor de argila entre os demais horizontes (SANTOS, 2018).

Figura 6 – Mapa Pedológico da Bacia do Rio Catu



Fonte: Autoral (2022). Baseado no Banco de Dados de Informações Ambientais (BDIA, 2022).

A distribuição do Argissolo na bacia coincide com a distribuição da Floresta Ombrófila Densa, ou seja, suas características influenciam na formação desta tipologia vegetacional. De acordo com Collares *et al.* (2006), esta formação requer solos bem desenvolvidos, com grande teor de umidade, referida como uma característica física dos argissolos.

Neossolos: A ocorrência deste tipo de solo se restringe a parte noroeste da bacia (Figura 6), ocupando 27% da área da bacia (Tabela 5). Trata-de de **s**olos pouco desenvolvidos sem horizonte B definido, resultantes de reduzida produção de processos pedogenéticos ou ainda por características intrínsecas do material de origem, atributos diagnósticos inexpressivos que caracterizam os diversos processos de formação, individualização de horizonte A, seguidamente encontra-se o horizonte C ou R (SANTOS, 2018). São constituídos de matéria orgânica pouca espessa, podem apresentar diversos horizontes superficiais. Nesta classe incluem-se as classes anteriormente classificadas como: Chernossolos, Vertissolos, Plintossolos, Organossolos ou Gleissolos. A coloração varia entre coloração pálida, variegada ou com mosqueados em quantidade abundante (SANTOS, 2018).

Os Neossolos, diferente dos argissolos, abrigam formações florestais menos complexas, que requerem solos menos desenvolvidos, como as áreas savânicas e tipologias de Floresta Ombrófila Densa, característica citada por Roderjan *et al*. (2002) e que corrobora com a descrição física da área de estudo.

Gleissolos: possui expressiva gleização, resultado do intenso processo de redução dos compostos de ferro com presença de matéria orgânica, sendo possível presença ou ausência da alternância de oxidação, por efeito de mudanças de nível do lençol freático ou ainda por excesso de umidade permanente ou recorrente. São solos encharcados por água, podendo ser bem ou mal drenados (condição natural), podendo ser elevados por ascensão capilar e atingir a superfície, pode se apresentar em cores acinzentadas, azuladas ou esverdeadas devido ao processo de solubilização e redução do ferro (SANTOS, 2018). Ocorre em uma pequena porção da bacia (Tabela 5; Figura 6), ao norte da bacia.

Pelas suas características de grande quantidade de matéria orgânica presente nos Gleissolos é possível estabelecimento de formações florestais como a Floresta Ombrófila Densa, conforme aponta Santos (2007).

Latossolos possuem evolução avançada e expressivo processo de latolização com intensa intemperização dos constituintes minerais primários e secundários menos resistentes, concentração relativa de argilominerais resistentes e/ou hidróxido e óxidos de ferro ou alumínio movimentação de argila, ferrólise, gleização ou plintitização inexpressiva

(SANTOS, 2018). Nesta classe encontram-se os solos antigos, típicos de regiões tropicais e equatoriais, normalmente é encontrado em locais de relevo planos e suave ondulado, originam-se de diversos tipos de rochas e de vegetações diversas, suas cores variam conforme o horizonte sendo mais escuras no horizonte A, no horizonte B estão as cores mais vivas que variam de amarelas ou mesmo bruno-acinzentadas até vermelho-escuro-acinzentadas (SANTOS, 2018). Ocupa 1% da área da bacia, ao norte.

Nesta área, ocorre vegetação de características savânicas. A vegetação savânica, embora possa se desenvolver em outros tipos de solos, é comumente apontada ocorrendo em Latossolo, como mostram os trabalhos de Figueredo *et al*. (2009), Alleoni, Cambri e Caires (2005) e Fontana *et al.* (2006).

Imporante salientar que o solo é um recurso essencial para o desenvolvimento de atividades humanas como a agricultura (ANDREOLI; ANDREOLI; JUSTI-JÚNIOR, 2014), e devem ser tomadas de conservação deste recurso, sobretudo pela sua importância para manutenção dos recursos ambientais como a vegetação e a água.

3.5 Vegetação

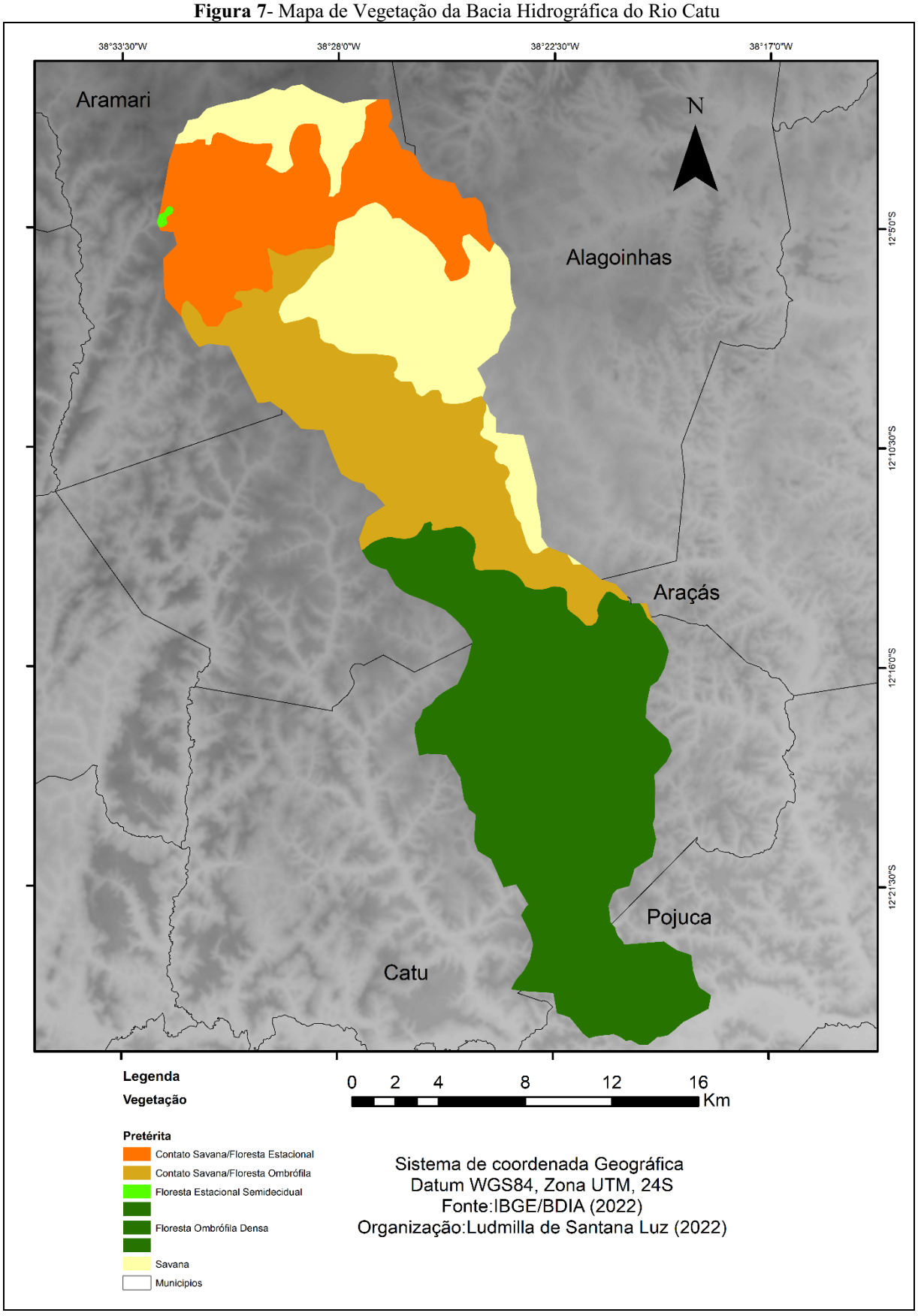
Ocorre na área os seguintes tipos de vegetação: Floresta Ombrófila Densa (ocupa 41,52% da área da bacia), área de transição Savana-Floresta Ombrófila Densa (21,37%), Savana (19,66%) área de transição Savana-Floresta Estacional (17,35%) e Floresta Estacional Semidecidual (0,09%) (Tabela 6). A Figura 7 traz a localização dos tipos vegetacionais que ocorrem na área.

Tabela 6 – Mapa de domínios vegetacionais da bacia do Rio Catu, Bahia, Brasil

Domínios	Área (ha)	% ocupação da área da bacia
Floresta Ombrófila Densa	17.671,03	41,52%
Contato Savana Floresta Ombrófila Densa	9.095,08	21,37%
Savana	8.369,24	19,66%
Contato Savana Floresta Estacional	7.383,96	17,35%
Floresta Estacional Semidecidual	36,91	0,09%
Área total da bacia	425.56,32	100

Fonte: Autoral (2022). Baseada no Banco de Dados de Informações Ambientais (BDIA, 2022).

Figura 7- Mapa de Vegetação da Bacia Hidrográfica do Rio Catu



Fonte: Autoral (2022). Baseado no Banco de Dados de Informações Ambientais (BDIA, 2022).

Floresta Ombrófila Densa: se caracteriza por sua diversidade fanerófita, ou seja, nesta fitofisionomia encontram-se plantas herbáceas, incluindo lianas lenhosas distribuídas abundantemente e epífitas. Embora esta diversidade fanerófita seja bem marcante, destaca-se como característica ecológica principal os ambientes ombrófilos, pois demarcam expressivamente a "região florística florestal" (MARTINS; CAVARARO, 2012). De acordo com a sua fitofisionomia esta tipologia vegetacional se divide em: Floresta Ombrófila Densa Aluvial, Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas e Floresta Ombrófila Densa Submontana (BRASIL,1981).

A Floresta Ombrófila Densa Aluvial é um tipo de vegetação arbórea que margeia os corpos hídricos, ocupando áreas de planícies do quaternário, suas espécies apresentam rápido crescimento, ocupam faixas de largura variável possuindo raízes do tipo tubulares (BRASIL, 1981). Esta fitofisionomia possui vegetação densa com espécies como *Erythrina spp.* (mulungu), candirana (*Symphonia globulifera*) e ingás (*Ingas spp.*) (BRASIL, 1981).

A fitofisionomia da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, como o seu nome sugere, é uma formação de terras baixas. Estão situadas entre os tabuleiros terciários e planícies do quaternário, por vezes apresentam espécies de plantas consideradas emergentes a exemplo *Parkia pendula* (juerana) ocorrendo desde a Amazônia até o sul da Bahia, além de diversos ecotipos homólogos, destacando-se as espécies dos gêneros *Brosimum* e *Porouma* (BRASIL, 1981). A Submata dessa fisionomia apresenta espécies de regeneração arbórea com poucas lianas e epífitas (BRASIL, 1981).

A Floresta Ombrófila Densa Submontana ocupa relevos dissecados montanhosos e planaltos com solos profundos que variam entre 100 e 600 m de altitude (BRASIL, 1981). As árvores desta fitofisionomia podem chegar em média até 25 m, a submata apresenta plântulas de vegetação arbórea com algumas palmeiras e muitas lianas lenhosas. Ocorrem ecótipos homólogos da Amazônia como a Araliaceae, *Oidymopanax morototoni* e as Sapotaceae, *Pouteria spp*. e *Chrysophyllum spp.* (BRASIL, 1981).

As fanerófitas ombrófilas não apresentam resistência à seca, em geral apresentam gemas foliares desprotegidas. As folhas são sempre verdes, porém, algumas árvores podem apresentar ausência de folhas no dossel por um determinado período. Este tipo de vegetação apresenta estrato superior com árvores que variam entre 20 e 30 metros, podendo algumas alcançar até 40 metros. O agrupamento dos indivíduos pode possuir arranjos agrupados ou espaçados, característica presente na vegetação de submatas (BRASIL, 1981).

As características ombrotérmicas da Floresta Ombrófila Densa estão atreladas a fatores climáticos tropicais que são demarcadas por elevadas temperatura com média de 25º e

alta precipitação que se distribui anualmente (de 0 a 60 dias do ano), esta condição permite que este tipo de vegetação não seja bio ecologicamente incluída em um clima biologicamente seco (MARTINS; CAVARARO, 2012).

A Floresta Ombrófila Densa sofre diversas ações antrópicas que implica nas intensas modificações, tendo apenas pequenos remanescentes naturais que sofrem poucas alterações. A degradação nesta fitofisionomia é datada desde o período Colonial devido às riquezas das florestas tropicais em aspectos edáficos e madeireiros, sendo os locais onde havia maior disponibilidade de madeira os mais afetados pela interferência humana (BRASIL, 1981), o que se aplica a Floresta Ombrófila da bacia na bacia do rio Catu.

A fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa Submontana é descrita por Jesus, Almeida e Fonseca (2017) em um capítulo que se refere a dois fragmentos florestais localizados em Alagoinhas, em estágio secundário de regeneração natural, com estrato arbóreo, presença de lianas e epífitas.

Ocorre na bacia do rio Catu possui áreas de contato chamadas de áreas de tensão ecológica/Ecótono, devido as mudanças graduais nos fatores ambientais ao longo da extensão geográfica da bacia hidrográfica (BRASIL, 1981).

Outras formações ocorrem na área estudada, a saber:

Contato Savana Floresta Ombrófila Densa: Esta área encontra-se bastante degradada sendo substituída por áreas de pastagens, nas proximidades da cidade de Alagoinhas. Em condições edáficas favoráveis introduz-se nas áreas florestais formando florestas baixas. Encontram-se nestas áreas espécies tais como: *Kielmeyera sp.* (pau-santo), *Annona sp*. (araticum), sucupira (*Bowdichia sp*.), *Curatella americana* (lixeira), *Himatanthus sp*. (janaúba), ingauçu (*Sclerolobium sp.*), *Tapirira sp*. (pau-pombo), matataúba (*Didymopanax sp*.) e capianga (*Vismia sp.*) (BRASIL, 1981).

As áreas deste contato, são constituídas por dois os mais tipos de vegetação Savana (Cerrado) e Floresta Ombrófila, formando interpenetração florística (Ecótono) ou interpenetrações de fitofisionomias (Encrave) (BDIA, 2022). Em nosso estudo, com escala de mapeamento de 1:8, foi possível mapear os encraves no município de Alagoinhas.

Savana (Cerrado): trata-se de uma vegetação xeromórfica com diferentes fitofisionomias variando de Arbórea Densa (Cerradão) à Gramíneo-Lenhosa (Campos) a saber: Savana Arbórea Aberta, Savana Parque, Savana Gramíneo-Lenhosa, apresentando árvores de pequeno porte agrupadas ou isoladas emersas em tapetes de gramíneas muitas vezes margeados florestas de galerias. As espécies vegetais são adaptadas, sendo as espécies lenhosas composta por brotos foliares bem protegidos, com casca grossa e rugosa, órgãos de

reserva subterrâneos, geralmente profundos, folhas bem desenvolvidas com estômatos permanentemente abertos protegidos por tricomas, as espécies ainda são adaptadas a solos ácidos com pH entre 4,25 e 4,60 e aluminizados (BRASIL, 1981).

Este tipo de vegetação encontra-se desenvolvido sob regimes climáticos tropical, sobretudo, estacional e condições edáficas caracterizadas por áreas lixiviadas de solos profundos aluminizados, apresentando comunidades vegetais de hemicriptófitos, geófitos, caméfitos e fanerófitos oligotróficos de pequeno porte. Este tipo de vegetação pode receber nomenclaturas locais tais como “Tabuleiro”, como na área de estudo, “Agreste” e “Chapada”, na Região Nordeste; “Campina” ou “Gerais” no norte dos Estados de Minas Gerais, Tocantins e Bahia; e “Lavrado” no Estado de Roraima (MARTINS; CAVARARO, 2012).

A Savana Parque ocorre nos municípios de Alagoinhas e Araçás, em solos pobres em nutrientes e ácidos, Cerrado arbustivo pouco denso com 2 a 4 metros, muitos indivíduos perfilhados, galhos retorcidos, tipo parque sem floresta-de-galeria. Em alguns trechos próximos a Alagoinhas, ocorre manchas de vegetação considerada como Cerrado, porém é uma área antropizada de mata, sendo que as espécies não são de cerrado nem tampouco a fisionomia (MATOS; QUEIROZ; BAUTISTA, 2017).

Caracteriza-se como uma formação tipicamente campestre, podendo ser natural ou antrópica, quando natural, possui posição topográfica demarcada por impedimentos de drenagem, nestes locais a cobertura arbórea é esparsa e o tapete de gramíneas é formado por apenas uma espécie. Em condições antrópicas este espaçamento é demarcado por árvores em sua maioria suprimidas para a área de pastagem, restando apenas alguns exemplares para sombreamento do pastoreio, assim impedindo a incidência de raios solares nos animais (BRASIL, 1981).

Contato Savana - Floresta Estacional: São áreas de tensão ecológica onde ocorre mistura das tipologias vegetacionais de Savana (cerrado) e Floresta Estacional Decidual, nesta situação são caracterizados os ecótonos. Quando ocorre a interpenetração ou manchas formando mosaicos de savana (cerrado) e Floresta Estacional Decidual (BDIA, 2022).

A Floresta Estacional é caracterizada pela presença de espécies mesofanerófitas em sua maioria com folhas caducifólias, com uma porcentagem aproximada de 50% dos indivíduos com folhagem ausente em estações desfavoráveis. Esta tipologia florestal se apresenta como descontínuos entre a Floresta Ombrófila Densa, Savana (cerrado), Savana Estépitica (Caatinga do Sertão Árido) e Floresta Estacional Semidecidual (MARTINS; CAVARARO, 2012).

Floresta Estacional Semidecidual: sua ocorrência está ligada a fatores climáticos

demarcados por duas estações bem definidas (seca e chuvosa), esta característica é bem demarcada pela estacionalidade foliar das espécies arbóreas dominantes, as mesmas são adaptadas à deficiência hídrica. No período das condições ambientais desfavoráveis, cerca de 20% a 50% das árvores são caducifólias (BRASIL, 1981).

Nesta tipologia vegetacional as fanerófitas são adaptadas contra a seca devido a suas lâminas foliares protegidas por "pêlos e escamas". As plantas podem apresentar folhas que variam de esclerófilas (duras) a membranáceas (moles). Este tipo vegetacional pode apresentar três formações possíveis a saber: Aluvial, Submontana e Montana (BRASIL,1981).

A Floresta Estacional Semidecidual Aluvial é definida como a formação florestal que margeiam os rios (vegetação ribeirinha), ocupando as formações fluviais do quaternário, seu estrato assemelha-se a vegetação ciliar, porém, apresentam características florísticas distintas da vegetação ciliar (BRASIL, 1981).

Na formação florestal semidecidual submontana, a vegetação está inserida em locais com altitudes que variam de 100 e 600 m. As características diferenciais são a presença de árvores emergentes deciduais e grande quantidade de plântulas de regeneração arbórea revestindo os relevos dissecados (BRASIL, 1981).

Estes tipos de vegetação vêm sendo suprimida e substituídas por outras atividades humanas, e estes tipos florestais, no domínio da Mata Atlântica, apresenta vegetação secundária devido à degradação acentuada nas décadas mais recentes (ARCOVA; CICCO, 1999). Registra-se um aumento da fragmentação florestal na bacia do rio Catu por Vaz e Matos (2014), que constataram que mais de 90% dos fragmentos de vegetação ciliar encontram-se vulneráveis à perda de biodiversidade. Além disso, há um comprometimento da qualidade da água do rio, sendo considerada boa apenas no trecho com cobertura florestal preservada.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados do mapeamento geológica-geomorfológica-climatológica e vegetacionalda bacia do rio Catu mostraram uma grande diversidade, compondo uma paisagem naturalmente heterogênea, condições fundamentais para o desenvolvimento da sua diversidade biológica, onde ocorrem diferentes tipos de atividades antrópicas. Todavia, é importante salientar que é necessário respeitar estas características e fortalecer as estratégias de gestão para o uso sustentável da terra.

A pesquisa utilizou-se de dados espaciais secundários disponibilizados em em banco de dados digitais, uma importante ferramenta para caracterização de áreas onde existem carências de estudos *in loco*, embora a escala espacial seja um fator limitante para determinados tipo de análises mais detalhadas.

Os diferentes aspectos físicos da bacia (solo, relevo, declividade) são favorece o desenvolvimento das diferentes formações vegetais, ressaltando as áreas de Ecótono e Savana, que ocorrem em Neossolo, Argissolo e Latossolo. A ocorrência de Argissolos está associada a Floresta Ombrófila Densa.

Ademais, cabe salientar a importância da caracterização as bacias hidrográficas em seus diferentes aspectos, que embasam estudos ecológicos, considerando as suas escalas espaço-temporais em paisagens modificadas pelo homem.

REFERÊNCIAS

ARCOVA, Francisco Carlos Soriano; DE CICCO, Valdir. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia florestals, Piracicaba**, v. 56, p. 125134, 1999.

ALLEONI, L. R. F.; CAMBRI, M. A.; CAIRES, E. F. Atributos químicos de um Latossolo de cerrado sob plantio direto, de acordo com doses e formas de aplicação de calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 6, p. 923-934, 2005.

AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P.; BENINI, S. M. (Orgs.) **Bacias Hidrográficas:** fundamentos e aplicações. 1. ed. Tupã: ANAP, 220 p. il., 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS–ANA. **Rede de drenagem**. 2020. Disponível em: https://www.gov.br/ana/pt-br. Acesso em: 04 mai.2021.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L.M.; SPAROVECK, G. Köppen's climate classification map for Brazil**. Meteorologische Zeitschrift,** v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ANDREOLI, C. V.; ANDREOLI, F. D. N.; JUSTI JUNIOR, J. Formação e características dos solos para o entendimento de sua importância agrícola e ambiental. **Complexidade: redes e conexões do ser sustentável.** 1.ed. Curitiba: SENAR/PR, p. 511-530, 2014.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. **Projeto RADAMBRASIL**: Folha SD. 24 Salvador; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1981.624p.

BANCO DE INFORMAÇÕES AMBIENTAIS–BDIA-. **Geologia**.2022. Disponível em: Acesso em: https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/consulta/geologia. Acesso em: 04 mai.2022.

BANCO DE INFORMAÇÕES AMBIENTAIS–BDIA-. **Geomorfologia**. 2022. Disponível em: https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/consulta/geomorfologia. Acesso em: 04 mai. 2021.

BANCO DE INFORMAÇÕES AMBIENTAIS–BDIA-. **Pedologia**.2022. Disponível em: https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/consulta/pedologia. Acesso em: 04 mai. 2021.

BANCO DE INFORMAÇÕES AMBIENTAIS–BDIA-. **Vegetação**.2022. Disponível em: https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/consulta/vegetacao. Acesso em: 04 mai. 2021.

CARVALHO, Rodrigo Guimarães. As bacias hidrográficas enquanto unidades de planejamento e zoneamento ambiental no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, v. 1, n. 36, p. 26-43, 2014.

CAZULA, Leandro Pansonato; MIRANDOLA, Patrícia Helena. Bacia Hidrográfica-conceitos e importância como unidade de planejamento: um exemplo aplicado na bacia hidrográfica do Ribeirão Lajeado/SP-Brasil. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros Seção Três Lagoas,** p. 101-124, 2010.

CAPOANE, V.; SILVA. D. A. da. Avaliação de parâmetros geomorfométricos derivados de modelos altimétricos de diferentes fontes e resoluções: estudo de caso da bacia hidrográfica do córrego Lajedo, Campo Grande, MS. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 2, p. 674-690, 2020.

COLLARES, G. L.; REINER, D. J.; REICHER, J. M.; KAISER, D.R. Qualidade física do solo na produtividade da cultura do feijoeiro num Argissolo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, p. 1663-1674, 2006.

FIGUEIREDO, C. C.; SANTOS, G. G.; PEREIRA, S.; NASCIMENTO, J. L do.; ALVES-JÚNIOR, J. Propriedades físico-hídricas em Latossolo do Cerrado sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 146-151, 2009.

FONTANA, A.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; CUNHA, T. J. F.; SALTON, J. C. Atributos de fertilidade e frações húmicas de um Latossolo Vermelho no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, p. 847-853, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA–IBGE**. Manual técnico de Geomorfologia**. 2009. 2ª Edição. Rio de Janeiro.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA–IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2012. 2ª Edição. Rio de Janeiro.

JESUS, N. G. de.; ALMEIDA, G. S. S.de.; FONSECA, M. R. da. Diversidade florística de dois remanescentes de Floresta Ombrófila Densa. *In*: NUNES, J. M. de C.; MATOS, M, R B. de. **Litoral norte da Bahia**: caracterização ambiental, biodiversidade e conservação. Salvador: EDUFBA, 2017.

LOPES, E. R. do. N.; SOUZA, J. C. de.; SOUSA, J. A. P.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; LOURENÇO, R.W. Modelagem ambiental de bacias hidrográficas: caracterização morfométrica e pedológica da bacia do rio Una–Ibiúna, Brasil. **Geosul**, v. 33, n. 66, p. 105-127, 2018.

MARTINS, L.; CAVARARO, R. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos.** Rio de Janeiro: IBGE, 2012**.**

MATOS, M. R.B.de.; QUEIROZ, E. P.; BAUTISTA, H.P. Fitogeografia. *In*: NUNES, J. M. de C.; MATOS, M, R B. de. **Litoral norte da Bahia: caracterização ambiental, biodiversidade e conservação.** Salvador: EDUFBA, 2017.

PORTO, Monica FA; PORTO, Rubem La Laina. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos avançados**, v. 22, p. 43-60, 2008.

RODERJAN, C.V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSH, Y.S.; HATSCHBACH, G.G. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Brasil. **Ciência & Ambiente**, v. 24, n. 1, p. 75-92, 2002.

SAMPAIO, Sarah Andrade. **Cartografia Geomorfológica enquanto subsídio ao Planejamento Ambiental**: estudo da cidade de Ipiaú-BA. 2021. Dissertação (Mestrado Em

Estudos Territoriais) – Universidade do Estado da Bahia – UNEB, Departamento de Ciências Exatas e da Terra (DCET I), Salvador, 2021.

SANTOS, Everaldo dos. **Carbono, nitrogênio e relação C/N em gleissolo e cambissolo sob diferentes tipologias vegetais na área de ocorrência da floresta ombrófila densa, Antonina-PR**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.1004 f.

SANTOS, H. G. *et al*. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SILVEIRA, A. L. L. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. *In*: TUCCI, C. (Org.) **Hidrologia: ciência e aplicação.** Porto Alegre: UFRGS/ABRH,1997, 35-51p.

SOS MATA ATLÂNTICA. **O retrato da qualidade da água nas bacias da Mata Atlântica**.2019. Disponível em: https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads /2019/03/Observando-Os-Rios-2019.pdf. Acesso em: 26 junho. 2022.

SOS MATA ATLÂNTICA. **O retrato da qualidade da água nas bacias da Mata Atlântica**. 2020.Disponível em: https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads /2020/03/observando-rios-2020page-digital.pdf. Acesso em: 26 junho. 2022.

VAZ, Grice Ane dos Santos; MATOS, Mara Rojane Barros de. Mapeamento e avaliação ecológica de Áreas de Preservação Permanente do rio Catu, Alagoinhas, Bahia, Brasil. ***Sitientibus* série Ciências Biológicas**, n. 14, p. 1-8. 2015. http://dx.doi.org/10.13102/scb41.

ZONEAMENTO ECOLÓGICO E ECONÔMICO DA BAHIA (ZEE/ BAHIA). **Caracterização dos Territórios de Identidade**. Território identidade n° 18. Litoral Norte e Agreste baiano (2014).

4. CAPÍTULO 2.

AVALIAÇÃO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E CONECTIVIDADE NA BACIA DO RIO CATU, BAHIA

RESUMO

As diferentes formas de ocupação antrópica constantemente implicam em perda e fragmentação dos habitats naturais, o que pode ocasionar o declínio da sua biodiversidade por meio da extinção local de espécies. Este capítulo teve por objetivo avaliar a Vulnerabilidade Ecológica Relativa (VER) dos fragmentos florestais existentes na área, bem como a conectividade, efeito de borda e as suas possíveis implicações na conservação da biodiversidade local O mapeamento dos fragmentos florestais foi realizado através da interpretação visual e vetorização utilizando o editor do ArcGis 10.8 para desenho dos polígonos, com base na imagem LANDSAT 8, multiespectral e multicolorida, datada de 03/10/2018, disponível na base de dados Esri, Basemap. Neste trabalho foram utilizados métricas de tamanho, forma, borda, área central e proximidade entre os fragmentos, calculados pelo *V-LATE 2.0.* Para cálculo doÍndice de Vulnerabilidade Ecológica Relativa (VER) foi delimitada, em cada fragmento, uma borda de 50 metros. A análise do grau de isolamento dos fragmentos foi realizada através do índice de proximidade (PROXIMITY) calculado pela extensão V-Late e do índice de conectividade (IIC) e probabilidade de conectividade obtidos no programa *Conefor Sensinode* 2.6., considerando distâncias de 30, 50, 100, 150, 200, 250, 300 e 350 metros a partir de cada fragmento. Foram mapeados 1.174 fragmentos florestais (NP), ocupando uma área de 7.262,23 hectares (PLAND), representando 17,07% da bacia, sendo observado que as classes de tamanho menores, com fragmentos até 5 hectares, dominam a paisagem (74,35% dos fragmentos). O índice de forma (MSI) a nível de paisagem foi de 1,59 indicando formatos de manchas irregulares. A menor distância (30m) conectou 889 manchas, o que corresponde a 75,72% dos fragmentos, formando 135 arquipélagos, e a uma distância de 350 metros, 98,21% dos fragmentos foram conectados. O Índice de Conectividade Integral (IIC) indicou que os fragmentos estão mais conectados a uma distância de 250 metros (IIC=0,37). Os fragmentos com menores vulnerabilidades, VER (>2,5 e < 5), foram maiores que 100 hectares; ocorrem na área apenas 3 fragmentos nesta classe de tamanho. Conclui-se que a bacia hidrográfica do rio Catu se encontra altamente fragmentada, porém com habitats de pouca qualidade, que sofrem intenso efeito de borda**.**

Palavras-chave: Vulnerabilidade Ecológica Relativa (VER); Conectividade; Métricas de Paisagem.

ABSTRACT

The different forms of anthropogenic occupation constantly imply in loss and fragmentation of natural habitats, which can cause the decline of their biodiversity through the local extinction of species. This chapter aimed to evaluate the Relative Ecological Vulnerability (VER) of the forest fragments existing in the area, as well as the connectivity, edge effect and their possible implications for the conservation of local biodiversity The mapping of the forest fragments was carried out through visual interpretation and vectorization using the ArcGis 10.8 editor to draw the polygons, based on the multispectral and multi-coloured LANDSAT 8 image, dated 03/10/2018, available in the Esri database, Basemap. In this work, metrics of size, shape, edge, central area and proximity between the fragments were used, calculated by V-LATE 2.0. To calculate the Relative Ecological Vulnerability Index (VER), a 50-meter edge was delimited in each fragment. The analysis of the degree of isolation of the fragments was performed through the proximity index (PROXIMITY) calculated by the V-Late extension and the connectivity index (IIC) and probability of connectivity obtained in the Conefor Sensinode 2.6. program, considering distances of 30, 50, 100, 150, 200, 250, 300 and 350 meters from each fragment. A total of 1,174 forest fragments (NP) were mapped, occupying an area of 7,262.23 hectares (PLAND), representing 17.07% of the basin, and it was observed that the smaller size classes, with fragments up to 5 hectares, dominate the landscape (74.35% of the fragments). The shape index (MSI) at landscape level was 1.59 indicating irregular spot shapes. The shortest distance (30m) connected 889 spots, which corresponds to 75.72% of the fragments, forming 135 archipelagos, and at a distance of 350 meters, 98.21% of the fragments were connected. The Integral Connectivity Index (IIC) indicated that the fragments are more connected at a distance of 250 meters (IIC=0.37). The fragments with the lowest vulnerabilities, VER (>2.5 and < 5), were larger than 100 hectares; Only 3 fragments in this size class occur in the area. It is concluded that the watershed of the Catu River is highly fragmented, but with poor quality habitats, which suffer intense edge effect.

Keywords: Relative Ecological Vulnerability (VER); Connectivity; Landscape Metrics.

1.INTRODUÇÃO

As diferentes formas de ocupação antrópica constantemente implicam em perda e fragmentação dos habitats, o que pode ocasionar o declínio da biodiversidade por meio da extinção local de espécies. Fazem-se necessárias utilizar ferramentas capazes de viabilizar alternativas de ordenamento do território, ainda em suas fases iniciais, minimizando a fragmentação, perda e isolamento de habitats na paisagem (ALMENAR *et al.*, 2019).

Com relação ao uso do território, a unidade de observação e análise da paisagem mais adequada é a bacia hidrográfica (AB'SABER, 1987), por integrar fatores ecológicos, socioeconômicos e culturais.

A estrutura da paisagem possui influência direta sobre a biodiversidade, sobretudo, as paisagens modificadas pelo homem, pois a cobertura florestal está diretamente correlacionada com a disponibilidade de recursos, isso implica diretamente na diversidade de táxons que pr sua vez possui importates benefícios para as comunidades por favorecer a coexistência de espécies, possibilitando uma interação positiva entre os grupos taxonômicos (ARROYO-RODRIGUEZ, *et al.*, 2020).

A fragmentação florestal pode ser descrita por meio de diferentes métricas da paisagem para descrever o arranjo espacial dos fragmentos, número, tamanho, forma, conectividade, isolamento, entre outras (VIANA; MORAES, 2016). Ademais, as métricas possibilitam a caracterização e composição da paisagem em diferentes níveis (mancha, classe e paisagem), podendo ser utilizadas para medir a perda de habitat, fragmentação e conectividade, bem como o mosaico da paisagem e o grau em que o mesmo impede o movimento das espécies (TAYLOR *et al.*, 1993; ALMENAR *et al.*, 2019).

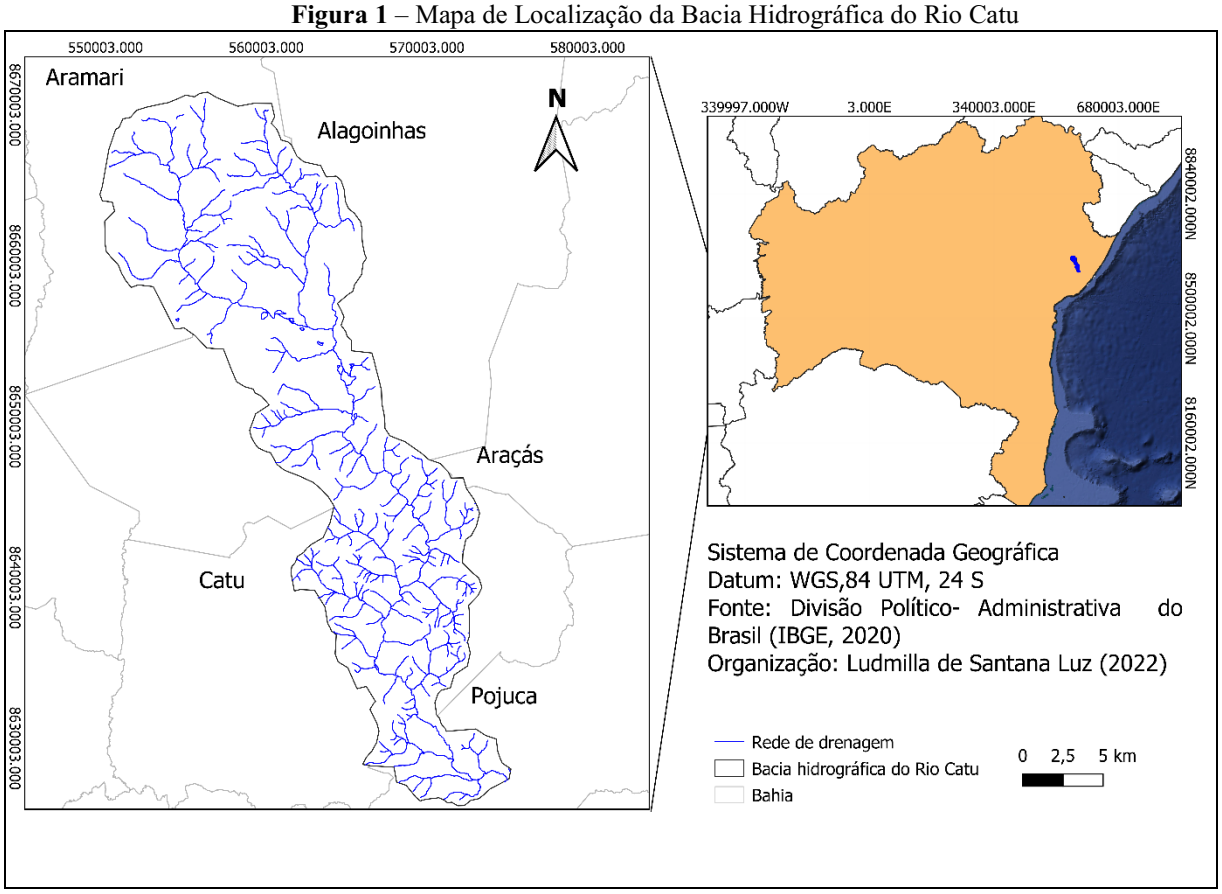
Neste sentido, este estudo teve por objetivo descrever a composição e configuração dos fragmentos dispostos na paisagem atual da bacia hidrográfica do rio Catu utilizando o software *V-LATE* 2.0 (*Vector-based Landscape Analysis*). Na análise da conectividade, foram utilizados os índices de proximidade dos fragmentos (PROXIMITY), o índice de Conectividade Integral (ICC) através da ferramenta *conefor Sensinode* 2.6, e a análise da integridade ecológica dos fragmentos pelo índice de Vulnerabilidade Ecológica Relativa (VER) que se baseia na relação interior/borda conforme metodologia de Ranta *et al.* (1998).

2. MÉTODOS DE ESTUDO

2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Catu possui uma área de 42.556,24 hectares e perímetro de 132,18 km; está inserida entre sob as coordenadas 12°01’ a 12°24’ latitude Sul e 38°18’a 38°30’ longitude oeste. O rio Catu (rio que nomeia a bacia) é um afluente do rio Pojuca, nasce na cidade de Aramari, percorre 62 km, passando pelos municípios de Alagoinhas, (separa este do município de Araçás), Catu e Pojuca (onde deságua na foz do rio que possui o mesmo nome do município).

Figura 1 – Mapa de Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Catu



Fonte: Autoral (2022). Baseado no banco de dados da ANA (2020) e IBGE (2020).

A ocupação antrópica da bacia do rio Catu resultou na fragmentação florestal, degradação do solo e dos corpos hídricos. A poluição do solo é considerada como um dos fatores críticos na área da bacia, visto que existe o descarte inadequado dos resíduos em lixões. A cidade de Catu, Pojuca e Alagoinhas possuem aterros sanitários convencionais, não existindo em Aramari e Araçás (ZEE, 2014).

As cidades de Alagoinhas, Catu e Pojuca destacam-se entre os municípios que possuem atividades poluidoras e que comprometem a qualidade ambiental devido as

indústrias de couro e petróleo, sobretudo as indústrias petrolíferas localizadas em Alagoinhas e Catu; estes últimos ainda possuem maior número de frota veicular, intensificando a poluição atmosférica. Atividade mineradoras também se desenvolvem nestas cidades como extração de areia, cascalho, quartzo, argila e água mineral (ZEE, 2014). A cidade de Alagoinhas possui indústrias cervejeiras que se instalam no município pela qualidade das águas subterrâneas.

As águas do rio Catu são utilizadas para irrigação, dessedentação de animais, afazeres domésticos, represamento para lazer. Nos municípios de Alagoinhas e Catu, o rio Catu passa pelo perímetro urbano e recebe grande descarga de esgoto doméstico (não tratado) e efluentes industriais (tratado), com consequente intensificação da poluição deste rio. O rio Catu é um dos rios monitorado pelo projeto "Observando os Rios" da SOS Mata Atlântica desde 2016, sendo registrados os parâmetros físico-químicos e potabilidade da água, em dois pontos (Apêndice A e B, p.140-142), a saber: em um trecho canalizado no centro da cidade de Alagoinhas e um segundo ponto, em área rural, conhecido como complexo UNEB/ EBDA (SOSMA, 2019; SOSMA, 2020).

Segundo a classificação climática de Köppen (1948), os tipos climáticos ocorrentes na área são tropical úmido ou superúmido (A_f) na porção da bacia que abrange os municípios de Alagoinhas, Araçás, Catu e Pojuca, e de monções (A_m), a noroeste da bacia, no município de Aramari, numa faixa muito estreita de apenas alguns quilômetros, logo após o clima Af. O tipo A_f caracteriza-se por não apresentar estação seca e a pluviometria anual acima de 1.400 mm e temperatura do mês mais frio ≥ 18 ºC (ALVARES *et al*., 2013). Este perfil climático geralmente é caracterizado pela fitofisionomia de Floresta Ombrófila Densa (ALVARES *et al.*, 2013; MATOS; QUEIROZ; BAUTISTA, 2017). O tipo A_m caracteriza-se por apresentar pluviosidade mensal, no período seco, < 60 mm (ALVARES *et al*., 2013).

Ocorre na área os seguintes tipos de vegetação: Floresta Ombrófila Densa, ocupando 41,52% da área da bacia, área de transição Savana-Floresta Ombrófila Densa (21,37%), Savana (19,66%) área de transição Savana-Floresta Estacional (17,35%) e Floresta Estacional Semidecidual (0,09%).

2.2 Mapeamento dos fragmentos florestais e análise

O mapeamento dos fragmentos florestais foi realizado através da interpretação visual e vetorização utilizando o editor do ArcGis 10.8 com base na imagem LANDSAT 8, multiespectral e multicolorida, datada de 03/10/2018, a partir da base de dados Esri, do software Arcgis 10.8, na escala de 1:8, adotando o sistema de coordenadas geográficas Projetada Transverso de Mercator, UTM, WGS 1984, Zona 24S. Realizou-se a hierarquização

por classes de tamanho (em hectares) considerando que o tamanho dos fragmentos na paisagem é um elemento importante para a conservação da biodiversidade, a saber: Classe I (0 -1 ha); Classe II (1 - 5 ha); Classe III (5 - 10 ha); Classe IV (10 - 25 ha); Classe V (25 - 50 ha); Classe VI (50 -100 ha) e Classe VII (>100 ha).

2.3 Análise estatística dos fragmentos florestais (métricas)

As métricas da paisagem permitem a quantificação da estrutura da paisagem através de estatísticas espaciais e análise topológica (CASIMIRO, 2009). Neste trabalho foram utilizados métricas de tamanho, forma, borda, área central e proximidade entre os fragmentos (Quadro 1), calculados pela ferramenta *V-LATE 2.0,* uma extensão do software *ArcGIS 10.8.* As métricas calculadas em metros quadrados foram convertidas para hectares. Esta análise buscou analisar a estrutura da paisagem, bem como a sua disponibilidade de habitat e seu isolamento.

Quadro 1 – Descrição das métricas da paisagem

Métricas	**Sigla**	**Unidade**	**Descrição**	**Fórmula**
Área	CA	metros (m²)	Soma das áreas (m2) de todas as manchas do tipo de mancha correspondente, dividido por 10.000 (para converter em hectares); ou seja, área total da classe.	$CA \sum_{j=1}^{n} \quad c_1$
	MPS	metros (m²)	Tamanho médio do patch em m².	$MPS \ \frac{\sum_{j=1}^{n} \quad a_{ij}}{n_1}$
	PSSD	metros (m²)	Desvio padrão em m².	$PPSD = \sqrt{\sum_{j=1}^{n} \quad Ia_{ij} - \lfloor\left(\frac{\Sigma jn=1}{n_1}\right)\rfloor}$
	PLAND	Porcentagem	Soma das áreas (m2) de todos os fragmentos do tipo de fragmento correspondente, dividida pela área total da paisagem (m2), multiplicada por 100	$PLAND = \frac{\sum_{j=1}^{n} \quad \left(a_{ij}^{c}\right)}{A} 100$

Continua Quadro1.

			(para converter para uma porcentagem); igual à porcentagem da paisagem composta pelo tipo de mancha correspondente. Observe que a área total da paisagem (A) inclui qualquer matriz presente.	
Forma	MSI	Adim	Valores próximos a 1 apresentam formas isométricas. Valores distantes de 1 apresentam formas irregulares.	$MSI = \frac{\sum_{j=1}^{n} \left(pij \ \ 2\sqrt{\prod \cdot a_{ij}} \right)}{n_1}$
	MPAR	Adim	Índice de forma média ponderada pela área.	$MPAR = \sum_{j=1}^{n} \left[\left(\frac{\sum jn = 1}{pij \ \sqrt{n \cdot a_{ij}}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^{n} \ a_{ij}} \right) \right]$
Proximidade	NNDIST	Adim	Igual à distância (m) para o patch vizinho mais próximo do mesmo tipo, com base na distância mais curta de ponta a ponta, ou seja, do centro da célula ao centro da célula.	$NNDIST = \frac{\sum_{j=1}^{n'} \ a_{ij}}{n'_1}$
	Proximity	Adim	PROX é igual a soma da área do patch (m2) dividida pela distância mais próxima, ao quadrado, (m2) entre o patch focal e todos os patches de habitat, cujas bordas estão dentro de uma distância especificada (m) do patch focal. Considera as distâncias do centro da célula ao centro da célula.	**PROXIM**=$\sum_{j=1}^{n} \ \frac{a_{ija}}{h^2_{ija}}$
Borda	TE	Metros (m)	Área total de borda de todas as manchas.	$TE = E$

	MPE	Metros(m)	Comprimento médio da borda.	**MPE**=$\sum_{j=1}^{n} \frac{\epsilon_1}{NUMP}$
	ED	metros/hectares	Densidade de borda.	$ED\frac{E}{A}(100)$
Subdivisão (paisagem)	DIVISION	Adim	Probabilidade de que dois pixels escolhidos aleatoriamente na paisagem não estejam situados no mesmo patch. Tem semelhança com o índice de diversidade de Simpson.	$D = 1 - \sum_{i=1}^{n} \left(\frac{A_i}{A_t} \right).^2$
	SPLIT	Adim	Número de fragmentoss, com tamanho constante, quando a paisagem é subdividida em S fragmentos, onde S é o valor do índice de divisão.	$S = \sum_{i=1}^{n} \left(\frac{a_t^2}{\sum_{n=1}^{n} a_1^2} \right).$
	MESH	Km²	Tamanho da malha efetiva das manchas por classes.	$m = \frac{A_t}{S} = \frac{1}{A_t} \sum_{i=1}^{n} A_i^2.$
Densidade	NUMP	Número de mancha	NP é igual ao número de patches do tipo de patch (classe) correspondente.	$NUMP = \sum n_1$

Fonte: McGarigal e Marks (1994); McGarigal e Marks (1995); Jaeger (2000).

2.4 Integridade ecológica da paisagem

A integridade ecológica da paisagem foi analisada através do Índice de Vulnerabilidade Ecológica Relativa (VER) e a Conectividade ou grau de isolamento de fragmentos de área natural.

(a) Conectividade da paisagem

A análise do grau de isolamento dos fragmentos foi realizada através do índice de proximidade (PROXIMITY) calculado pela extensão V-Late e do Índice Integral de Conectividade (IIC) e de Probabilidade de Conectividade (PC) calculados pelo software *Conefor Sensinode 2.6* (SAURA; TORNÉ, 2012), considerando tanto a conectividade

estrutural quanto funcional., considerando distâncias de 30, 50, 100, 150, 200, 250, 300 e 350 metros, segundo proposta de Ranta *et al.* (1998). A distância de 350 metros foi assumida hipoteticamente como sendo a máxima distância na qual parte das espécies com menor capacidade de locomoção tem de deslocar-se de um habitat a outro, portanto, somente indivíduos de espécies com maior plasticidade têm capacidade para atravessar áreas abertas com distâncias superiores a esta (RANTA *et al*., 1998; PIRES; PIRES; SANTOS, 2004).

O índice de proximidade (Proximity) foi calculado pelo software V-LATE. 2.0, considerando uma distância de 100 metros. Os resultados desta métrica são adimensionais, ou seja, não tem unidade, sendo que PROX aumenta à medida que a vizinhança, definida pelo raio de busca especificado, torna-se cada vez mais ocupada por manchas do mesmo tipo e à medida que essas manchas se tornam mais próximas e mais contíguas (ou menos fragmentadas) na distribuição. O limite superior do PROX é afetado pelo raio de busca e pela distância mínima entre os patches analisados (McGARIGAL; MARKS, 1995). PROX =0 PROX = 0 se um patch não tiver vizinhos do mesmo tipo de patch dentro do raio de pesquisa especificado.

(b) Análise da Vulnerabilidade Ecológica Relativa (VER)

Para analisar o grau de vulnerabilidade, ou seja, o risco de perda da biodiversidade em cada fragmento, seguiu-se a metodologia proposta por Pires, Pires e Santos (2004), assumindo uma borda de 50 metros. A Vulnerabilidade Ecológica Relativa pode ser entendida como o grau de exposição do fragmento aos efeitos da borda, e segundo Pires, Pires e Santos (2004), quanto maior o grau de vulnerabilidade, mais exposto está o fragmento à pressão da borda.

A VER se baseou nos condicionantes de tamanho indicado pela relação interior/ borda dada, pela equação, segundo metodologia proposta por Pires, Pires e Santos (2004).

$$VER=I/B$$

Onde, I = área interior B =área de borda

Assim, valores de VER < 2,5 indica alta vulnerabilidade, VER > 2,5 e <5 apresentam média vulnerabilidade e VER >5, menor vulnerabilidade. Fragmentos com áreas maiores tendem a ter menor vulnerabilidade aos efeitos de borda, sendo também influenciados pela forma destes fragmentos, enquanto fragmentos menores que 5 hectares tendem a ter maior vulnerabilidade, independente da forma.

A Vulnerabilidade expõe os fragmentos a novas condições ambientais, visto a borda não possui condições adequadas para estabelecimento de algumas populações, ficando estas em uma área de transição, sendo mais marcante a influência das matrizes antrópicas. Estas

áreas apresentam condições desfavoráveis para espécies arbóreas restritivas como a *Bradypus torquatus,* já espécies mais generalistas como o *Tamandua tetradactyla* podem ter maior capacidade de percolação nessas áreas, embora também corram grandes riscos de predação devido ao seu baixo metabolismo.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Descrição da estrutura da paisagem

Foram mapeados 1.174 fragmentos florestais (NP) (Figura 2) ocupando uma área de 7.262,23 hectares (PLAND), representando 17,07% da área total da bacia hidrográfica do Catu. Este valor é preocupante e está bem abaixo do limiar crítico de fragmentação apontado por diversos autores, como Arroyo-Rodríguez *et al.* (2020). Segundo, numa paisagem modificada pelo homem, é indicado pelo menos 40% de áreas florestadas para garantir a persistência de espécies, sendo que deste percentual, 10% deste valor deve ser de uma única mancha/fragmento, os 30% restantes podem ser manchas/fragmentos menores dispostos na paisagem (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2020). Outros autores tratam especificamente do bioma Mata Atlânticano estado da Bahia. Reis (2012) estudando a divisão de embriófitos, Marchantiophyta, apontou que dentre as paisagens analisadas, as que possuíam cobertura florestal inferior a 30% apresentaram menor diversidade de espécies.

Em outro estudo, Rigueira e Mariano-Neto (2015) encontraram um limiar de fragmentação da Mata Atlântica no sul da Bahia, para grupos de árvores da família Myrtaceae e Sapotaceae, em torno de 30% a 40% de cobertura florestalna paisagem, sendo que abaixo desse limiar ocorre uma perda acelerada no número de espécies desses grupos vegetais importantes. Para paisagens com percentuais de cobertura florestal intermediária (40% a 55% da área) e com pouca floresta (5% a 20% da área), a comparação da riqueza média das espécies de Myrtaceae mostraram uma diferença de quase sete vezes no número de espécies entre os dois tipos de paisagem (RIGUEIRA; ROCHA; MARIANO-NETO, 2013).

Segundo Pardini *et al.* (2010), a relação espécie-área era fortemente dependente da quantidade total de florestas remanescentes, ressaltando a importância do tamanho e isolamento do fragmento como determinantes do risco de extinção. Os autores estudaram o efeito da fragmentação considerando a diversidade alfa (abundância e diversidade de espécies locais) e gama (pool de espécies na paisagem local). Ainda de acordo com os mesmos autores, altos níveis de perda florestal podem empurrar a biota nativa através de um filtro de extinção e resultar na perda abrupta de taxa de especialistas florestais, resiliência ecológica e eficácia de manejo em toda a paisagem.

O estabelecimento dos limiares vem ajudando a descrever perdas aceleradas no número de espécies em decorrência da degradação ou redução de ambientes naturais, e devem ser levados em consideração no planejamento do uso do solo e zoneamento ecológico-econômico.

Neste estudo, O maior fragmento florestal na área possui a área de 339,61 hectares. As classes de tamanho I e II, com fragmentos até 5 hectares, dominam a paisagem (74,35%, Tabela 1), embora sejam a maioria em unidades, estes fragmentos menores ocupam uma área pequena da paisagem (1.480 hectares).

Tabela 1 – Classes de fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Catu, Bahia, Brasil

Classe de tamanho (ha)	**I (0-1)**	**II (1-5)**	**III (5-10)**	**IV (10-25)**	**V (25-50)**	**VI (50-100)**	**VII (>100)**	**Total**
NP	325	548	154	97	28	16	6	1174
CA	185,19	1.294,8	1.063,61	1.443,25	927,87	1.151,91	1.195,60	7.262,23
PSSD	0,25	1,05	1,44	3,65	6,84	14,85	85,82	—
PLAND	0,43%	2,93%	2,49%	3,39%	2,18%	2,70%	2,80%	17,07%
MPS	0,56	2,36	6,90	14,87	33,13	71,99	199,26	—
% por classe	27,68%	46,67%	13,11%	8,26%	2,3%	1,36%	0,51%	100%

Fonte: Autoral (2022).

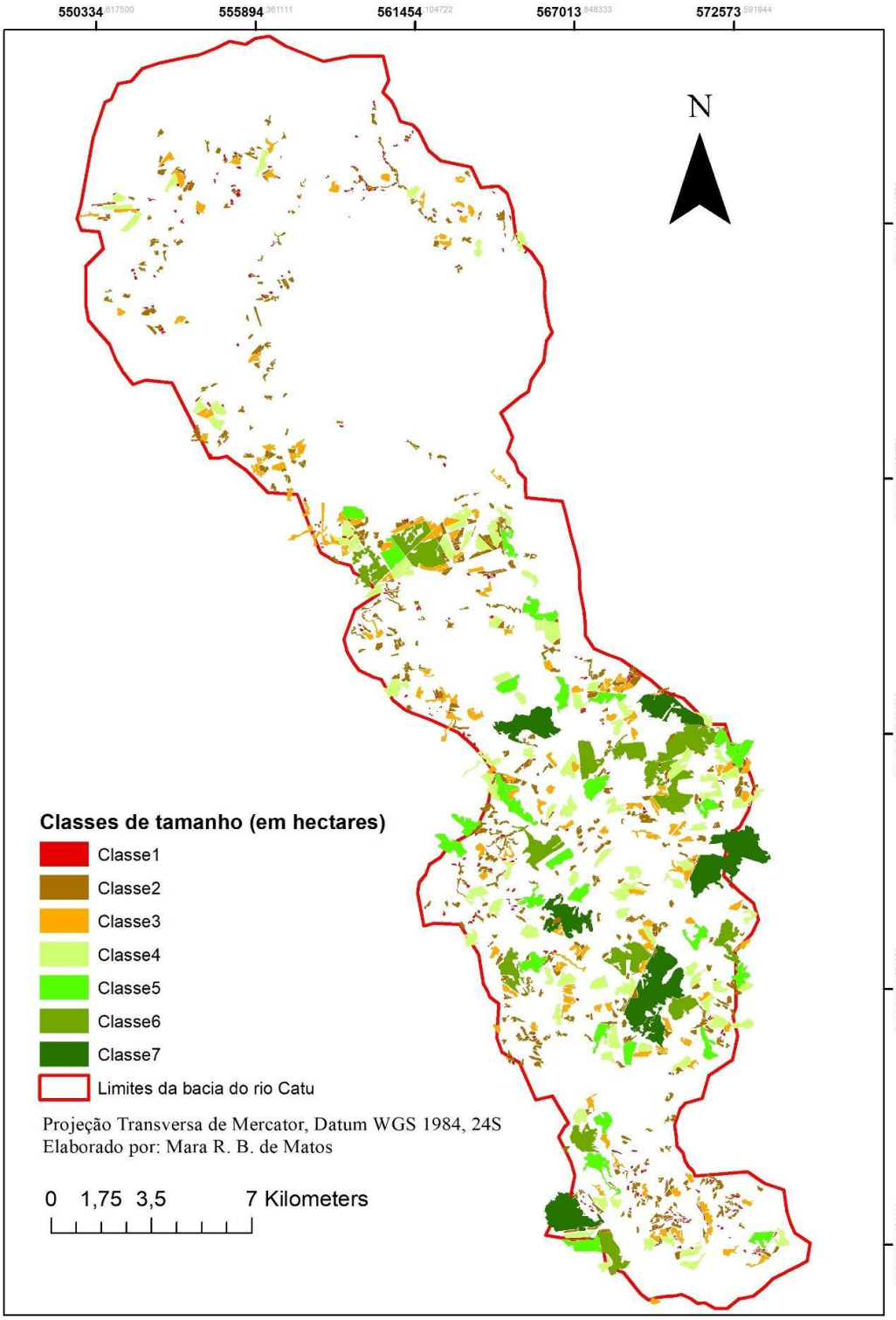
O maior número de fragmentos encontra-se na classe II (n=548), representando 46,67% do número de fragmentos, ocorrendo apenas 6 fragmentos (0,51%) maiores que 100 hectares. As classes I (com 325 fragmentos, 27,68%) e II (46,67%), somadas, representam mais da metade das manchas da área de estudo (74,35%) e ocupam juntas 1.480 hectares, porém ocupam apenas 3,5% da área da bacia.

Estes resultados revelam que a paisagem do rio Catu se encontra altamente fragmentada, indicando vulnerabilidade da biodiversidade local devido ao grande número de fragmentos pequenos que são mais vulneráveis ao efeito de borda. “Uma consequência inevitável da fragmentação florestal é um drástico aumento no total de bordas de habitat, uma vez que a alta relação perímetro/ área dos fragmentos leva à criação de amplas zonas de contato entre o habitat original e os habitats alterados ao seu redor” (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006).

Ambientes florestais alterados tendem a oferecer menos serviços ecossistêmicos pelo maior grau de antropização de áreas naturais. Outro agravante é o fato de que os fragmentos florestais mapeados estão inseridos no domínio vegetacional de Mata Atlântica, especificamente a Floresta Ombrófila Densa. Silva, Santos e Moraes (2014) ressaltam que nos últimos anos, o bioma Mata Atlântica vem sendo afetado por diferentes tipos de barreiras,

aumentando o desmatamento e causando o isolamento das populações em decorrência da fragmentação.

Figura 2 – Fragmentos da bacia do rio Catu por classes de tamanho.



Fonte: Matos e Luz (2022).

Sobre a fragmentação florestal, Zaú (1998) afirma que os fragmentos florestais na Mata Atlântica, independentemente do seu tamanho e forma, são fundamentais para a perpetuação deste bioma. Cordeiro (2003) ao analisar a riqueza de espécies de aves no "corredor do descobrimento" no Sul da Bahia, identificou que os fragmentos pequenos abrigavam maior número de psitacídeos (papagaios, jandaias e periquitos), por outro lado, outras espécies, incluindo aquelas ameaçadas de extinção não foram ser encontradas nestes fragmentos.

Entretanto, fragmentos florestais considerados de tamanho pequeno (entre 0 e 20 hectares) podem servir como elo de ligação para fragmentos maiores, conhecidos como trampolins ecológicos (*stepping stones*) (CALEGARI *et al.*, 2010). Muitos animais usam estes pequenos fragmentos como refúgios durante seu percurso de deslocamento. Estes facilitam o fluxo dentro da matriz e servem como pequenos habitats, além disso podem se tornar núcleos de biodiversidade quando próximos, conferindo grandes funções na paisagem (CALEGARI *et al.*, 2010). Ademais, pequenos fragmentos podem abrigar grande diversidade de espécies conforme indicam Fahrig *et al*. (2019).

Diviaková, Kočický e Belaňová (2019) citam que o parcelamento do solo por diferentes proprietários, o aumento de terras aráveis e agricultáveis trazem efeitos negativos para a biodiversidade. Este cenário é encontrado na bacia do rio Catu onde suas florestas foram substituídas, por áreas de pastagem, agricultura, silvicultura, além da área urbana e malha viária. Estas mudanças nas formas de uso e cobertura da Terra produzem graves impactos para a biodiversidade, recursos naturais e seres humanos (ROSA, 2016).

O tamanho médio dos fragmentos (MPS) a nível de paisagem da área de estudo é de 78,50 hectares e o desvio padrão (PSSD) foi de 6,18 ha, mostrando elevada variação nos tamanhos. Vaz e Matos (2015) e Bispo, Matos e Jesus (2022) já apontavam uma intensa fragmentação na bacia do rio Catu, com a prevalência de fragmentos menores que 10 ha. Estes estudos corroboram com os dados encontrados no mapeamento atual da área.

Pirovani *et al.* (2014) atribuem grande relevância à métrica de tamanho médio, sendo esta uma das mais importantes para explicar o processo de fragmentação de uma paisagem. Silva *et al.* (2015) afirmam que as variações no tamanho médio dos fragmentos (MPS) ainda podem indicar se a paisagem tem novas áreas incrementadas, seja por novos números de fragmentos na classe ou aumento de tamanho destes, como ficou evidente para a bacia do Catu.

Tamanhos pequenos significam diminuição das áreas de habitats, perda de conectividade e risco de endogamia, o que reduz a variabilidade genética local. As populações

mais recentes estão mais expostas a endogamia com o aumento significativo da fragmentação conforme citam Carvalho *et al*. (2010), sendo que a endogamia causa declínio de populações (KAGEYAMA; GANDARA; SOUZA 1998).

Entretanto, segundo Fahrig (2020), o número de espécies e o somatório das áreas de pequenos fragmentos, quando comparados a grandes manchas contíguas, pode representar valores similares ou superiores em área e diversidade de espécies, por esta razão, o foco na conservação apenas de grandes fragmentos pode significar um impacto cumulativo negativo para a biodiversidade uma vez que estas áreas estão desprotegidas, pois o poder público considera em seus programas de conservação o princípio SL (uma única grande mancha de habitat) > (Várias pequenas manchas de habitat) SS.

Os dados de uso e cobertura da Terra do projeto MapBiomas, no período de 2000 a 2020, indicou aumento de 14,74% na área ocupada pelas florestas na área de estudo. Este valor corresponde a de acréscimo de área de 1.058,01 ha na bacia do Catu.

O índice de forma (MSI), a nível de paisagem, foi de 1,59, indicando formatos de manchas irregulares. Para a classe de tamanhoV (25-50 hectares) foi de 1,89, Classe VI (50-100 hectares) foi de 2,25 e classe VII (>100 hectares) foi de 2,53 indicando que, tanto a nível de paisagem quanto a nível de classes, as manchas se afastam da forma isométrica (arredondadas e quadradas). Estes resultados assemelham-se aos encontrados por Saito *et al.* (2011), o autor menciona que estes valores são esperados para fragmentos de padrão difuso, o mesmo foi encontrado por Jesus (2013).

Fragmentos maiores tendem a irregularidade na forma devido a sua grande extensão, porém, proporcionam maiores áreas de habitat, enquanto fragmentos menores, com formas regulare,s não promovem qualidade de habitat para muitas espécies. A qualidade do habitat deve ser levada em consideração quando se analisa as formas dos fragmentos, pois é a qualidade dos habitats garante que as espécies tenham recursos disponíveis para sua sobrevivência, além disso, as grandes áreas de borda tendem a ter modificação de umidade, temperatura.

A relação perímetro-área (MPAR) é uma medida da complexidade da forma do fragmento, mas sem padronização para uma forma euclidiana simples. Este índice varia com o tamanho do fragmento, ocorrendo diminuição na relação perímetro-área com um aumento no tamanho do fragmento, mesmo que a forma seja constante. Os valores encontrados neste estudo variaram de 0,007 a 0,074 (Tabela 2). Resultados baixos indicam que as formas das manchas são muito complexas, como apontado por Carneiro e Lobão (2015).

Tabela 2 – Métrica de forma da bacia do rio Catu, Bahia, Brasil

Classes de Tamanho	NP	MSI	MPAR	MFRACT
Classe1	325	1,40	0,074	1,375
Classe2	548	1,58	0,039	1,342
Classe3	154	1,72	0,024	1,32
Classe4	97	1,74	0,016	1,303
Classe5	28	1,89	0,012	1,295
Classe6	16	2,25	0,009	1,304
Classe7	6	2,53	0,007	1,301

Fonte: Autoral (2022). Unidade métrica de área em hectares.

À nível de paisagem, a área total de borda (TE) foi de 1.353.646,28 metros, resultante do grande número de fragmentos pequenos, sendo que a maioria possui pouca área core ou está ausente. A nível de classe, a maior TE foi para os fragmentos de 5-10 há, com 246.527,98 m (Tabela 3), confirmando a tese de que fragmentos menores, mesmo isométricos, possuem área central reduzida, como já mencionado anteriormente.

Conforme citam Laurence e Vasconcelos (2009), em condições naturais áreas de bordas são raras nas florestas, existindo apenas em áreas que margeiam os rios ou em áreas de ecótono. Outrossim, as áreas de bordas antrópicas surgem com o aumento da fragmentação, criando condições abruptas entre a floresta e a matriz antrópica. Estas características são comuns na mata Atlântica. Segundo Pinto e Hirota (2022), este bioma possui inúmeros desafios no que diz respeito a sua conservação devido a sua complexidade biológica e socioeconômica.

Tabela 3 – Métricas de borda a nível de classe na bacia do rio Catu, Bahia, Brasil

Classe	NP	TE	MPE
Classe1	325	119798,5	368,61
Classe2	548	464759,1	848,1
Classe3	154	246528	1600,83
Classe4	97	230976,6	2381,2
Classe5	28	107934	3854,79
Classe6	16	108190,4	6761,9
Classe7	6	75459,72	12576,62

Fonte: Autoral (2022)

Foram calculadas também as métricas de subdivisão descritas por Jaeger (2000), a nível de paisagem, a saber: Grau de divisão da paisagem (D), índice de divisão (S) e malha efetiva (MESH). Estas métricas consideram o movimento aleatório de dois animais e a probabilidade destes se encontrarem numa paisagem fragmentada com diferentes barreiras, como rodovias, áreas urbanas, etc. Além disso, consideram o modelo geométrico da paisagem para que a mesma seja dividida em partes iguais. A métrica de MESH leva em consideração que para continuidade de uma população viável numa paisagem necessita do encontro dos indivíduos dentro da matriz, conforme citam Jaeger (2000) e Roch e Jaeger (2014).

As métricas MESH e DIVISION são inversamente correlacionados, havendo diferenças nas unidades e na interpretação. DIVISION é interpretado como uma probabilidade, enquanto MESH é dado como uma área. Conforme citam Silva e Silva (2017) a métrica Mesh mensura o tamanho da área natural após ser recortada por áreas antrópicas como vias de comunicação, assentamentos, bem como demais instalações de infraestrutura

Por outro lado, as métricas MESH e tamanho médio de área ponderada (AREA_AM) são quase idênticas no nível da paisagem, sendo que AREA_AM fornece o tamanho médio do fragmento por peso de área, onde a área proporcional de cada patch é baseada na área total da paisagem, excluindo a matriz (McGARIGAL; MARKS, 1995). MESH também fornece o tamanho médio ponderado da mancha, mas a área proporcional de cada mancha é baseada na área total da paisagem, incluindo a matriz (McGARIGAL; MARKS, 1995).

0s valores da métrica DIVISION está entre 0 e 1, sendo que DIVISION = 0 quando a paisagem consiste em um único fragmento, e atinge seu valor máximo quando a paisagem é subdividida ao máximo.

O maior grau de Divisão da paisagem (DIVISION) foi de 99,78 (Adim) e MESH de 28.298,59 km². SPLIT foi de 457 fragmentos. Segundo McGarigal e Marks (1995), quando SPLIT = 1 a paisagem consiste em um único fragmento, e aumenta à medida que a paisagem é cada vez mais subdividida em manchas menores, atingindo seu valor máximo quando a paisagem é subdividida ao máximo (McGARIGAL; MARKS, 1995). O grau de Divisão da paisagem (DIVI) foi maior para (1 a 5 ha) 99,78, assim, o seu índice de divisão (SPLIT), consequentemente foi de 457,55, e sua malha efetiva (MESH) de 28.298,59. A classe 7 (>100 ha), o grau de divisão foi de 80,24 já o índice de divisão seria em média 5,05.

Segundo Silva e Silva (2017) a métrica Mesh vem sendo utilizada como instrumento de gestão pela sua capacidade de quantificar a causa da fragmentação, possibilitando a identificação de estruturas fragmentadoras, bem como a análise de cenários para a conservação da biodiversidade.

3.2 Conectividade da paisagem

A conectividade consiste na capacidade, da paisagem, de facilitar ou impedir a movimentação das espécies entre manchas de vegetação (Taylor *et al.*, 1993), e tem importante função na manutenção da biodiversidade em paisagens fragmentadas.

Por sua vez, a distribuição das populações de uma espécie na paisagem é importante para o entendimento da sua conectividade funcional (fluxo gênico efetivo). Se as populações estiverem distribuídas de modo relativamente uniforme na paisagem, espera-se que a estrutura da paisagem não possua grande influência na conectividade funcional, assim o fluxo gênico pode ser relacionado com a proximidade dos fragmentos (DA FONSECA, 2017).Neste estudo, a conectividade da paisagem foi avaliada pelo Índice Integral de Conectividade (IIC) ou de Probabilidade de Conectividade (PC) calculados pelo Conefor Sensinode 2.6 (SAURA; TORNÉ, 2012), que quantifica a importância das áreas de habitat e links para a manutenção ou melhoria da conectividade, bem como avalia os impactos na conectividade do habitat e mudanças na paisagem (SAURA; TORNÉ, 2012), considerando tanto a conectividade estrutural quanto funcional.

Os índices calculados pelo Conefor são baseados em gráficos espaciais (redes) e no conceito de medir a disponibilidade de habitat (acessibilidade) na escala da paisagem (SAURA; TORNÉ, 2012). Desta forma, a conectividade é concebida (e medida) como a propriedade da paisagem que determina a quantidade de habitat alcançável na paisagem, não importando se tal habitat acessível vem de manchas de habitat grandes e/ou de alta qualidade (conectividade intrapatch), de conexões fortes entre patches diferentes (conectividade entre patches) ou, mais frequentemente, de uma combinação de ambos (SAURA; TORNÉ, 2012).

Neste estudo, a teoria dos grafos foi aplicada para avaliar quantos fragmentos foram conectados a uma distância pre-determinada, formando arquipélagos. A menor distância, de 30m conectou apenas 889 fragmentos (75,72%), formando 135 arquipélagos, sendo que o maior arquipélago conectou 78, fragmentos, aumentando a disponibilidade de habitats. Nesta distância, muitos fragmentos ficaram isolados na paisagem, imersos em uma matriz de pastagem

A uma distância de 350 metros, foram conectados 98,21% dos fragmentos (n=1.153), formando apenas 32 arquipélagos, sendo o maior com 672 fargmentos conectados. O

agrupamento das manchas em um menor número de arquipélago mostra um maior nível de conectividade. Taubert *et al.* (2018) apontam que o tamanho médio de fragmentos varia de 13 a 17 hectares.

O Índice Integral de Conectividade (IIC), que varia de 0 a 1, sendo que valores mais próximos a 1 indicam maior conectividade. Neste estudo, os valores variaram entre 0,16 e 0,37 (Tabela 5), sendo considerados baixos. Este índice visa medir a conectividade funcional, pois leva em consideração a integridade dos habitats com relação ao raio das distâncias pré-estabelecidas, ou seja, estas conexões devem oferecem a qualidade ideal para serem bons habitats (SAURA; PASCUAL-HORTAL 2006).

Os melhores valores de IIC mostram que os fragmentos estão mais conectados à distância de 250 metros (0,37) (Tabela 5), entretanto, nem todos os fragmentos possuem a mesma disponibilidade de recursos de qualidade. Saura e Pascual-Hortal (2006), afirmam que para que os habitats estejam disponíveis para populações ou indivíduos deve ser simultaneamente abundante e bem conectado (Tabela 5).

Tabela 4 – Simulação de cenários de 30 a 350 metros para conectar fragmentos da bacia do Catu, Bahia, Brasil

Conectividade	**30 m**	**50 m**	**100 m**	**150 m**	**200 m**	**250 m**	**300 m**	**350 m**
Número de Fragmentos conectados	889	962	1.051	1.096	1.119	1.124	1.148	1.153
Fragmentos Conectados (%)	75,7%	81,9%	89,5%	93,3%	95,3%	95,7%	97,8%	98,2%
Distância Média (m)	10,26	15,35	31,18	52,07	73,12	95,84	123,74	146,28
Número de Arquipélagos	135	134	111	90	59	48	41	32
Nº fragmentos no maior arquipélago	78	81	89	130	310	502	560	672
Área Conectada (ha)	6.245,76	6.500,07	6.430,76	7.037,96	7.103,49	7.170,41	7.212,44	7.219,23
IIC (média)	0,164	0,168	0,19	0,23	0,30	0,37	0,31	0,23

Fonte: Autoral (2022)

Assim, valores mais altos de IIC apontam paisagens que facilitem o fluxo gênico, diminuindo as chances de endogamia, melhoram a persistência de espécies. Por apresentarem medidas de conectividade, o IIC direciona na tomada de decisão para escolha de melhores áreas para conservação, assim como o quanto de área é necessária para se estabelecer esta conectividade, e quais fragmentos são importantes para ligação por criação de corredores.

A métrica Proximity (Proximity Index – PX), a uma distância de 100m, mostrou que 523 fragmentos não conseguem se conectar. “Estes valores são importantes porque o alcance

entre fragmentos é um fator decisivo na sobrevivência de meta- populações de animais e plantas e a consequente manutenção da biodiversidade" (LOCH *et al.,* 2013, p.461).

Proximity e IIC apontaram diferentes fragmentos considerados importantes para conectividade da paisagem e para criação de corredores.

3.3 Análise da Vulnerabilidade Ecológica Relativa (VER)

A Vulnerabilidade Ambiental Relativa é medida através da relação área interior-área de borda; quanto maior o valor de VER, menos vulneráveis estão os fragmentos quanto ao efeito de borda. Neste estudo, a largura da área de borda foi de 50 metros. 81,93% dos fragmentos até 5 ha, não possuíam área core, apenas borda (Tabela 6).

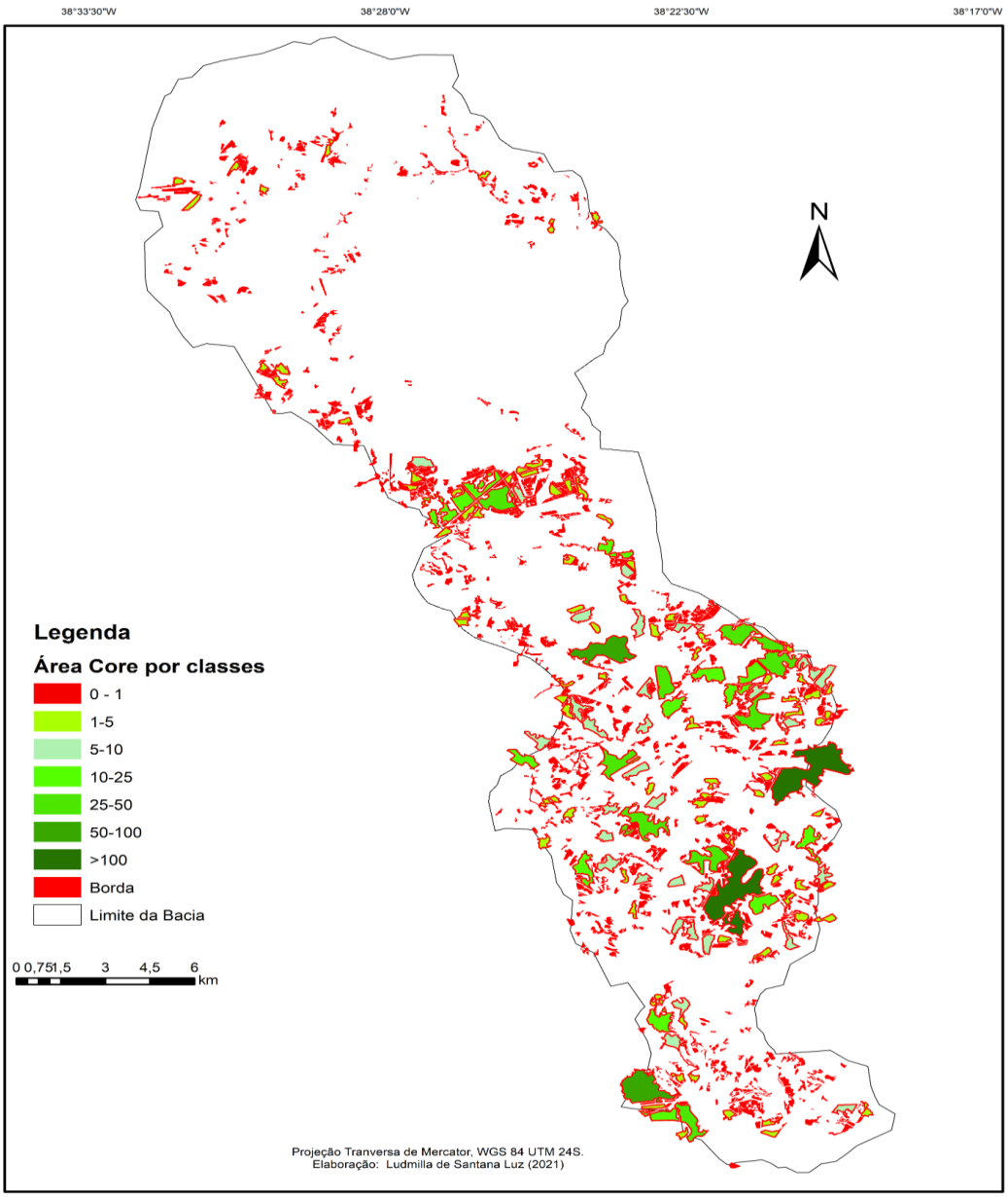
Tabela 5 – Distribuição dos fragmentos com área central (core) na bacia do Catu, Bahia, Brasil

Classe	Número de fragmentos sem considerar área core	Número de fragmentos com área core	Porcentagem
I(0 a 1)	325	—	—
II(1 a 5)	548	449	81,93%
III(5 a 10)	154	43	7,84%
IV(10a 25)	97	31	5,65%
V(25 a 50)	28	14	2,55%
VI(50 a 100)	16	7	1,27%
VII(>100)	6	4	0,72%
Total		548	100

Fonte: Autoral (2022).

Apenas 548 (46,67%) dos fragmentos da bacia do Catu possuem área central (core), totalizando 2.752,40 hectares, 37,90% da área total (Figura 3).

Figura 3 – Área core distribuída por classe na bacia do rio Catu



Fonte: Autoral (2022)

Poucos fragmentos com área core indicam que muitas espécies estão vulneráveis ao efeito de borda na bacia do Catu, relacionado não somente ao tamanho do fragmento como também a sua forma, visto que, os fragmentos com formas irregulares, complexas, tendem a sofrer mais efeito de borda. Alves *et al.* (2006) ao analisar o padrão de espécies arbóreas de Floresta Ombrófila Densa, apontou que o efeito de borda muda as condições locais e o padrão de distribuição espacial das espécies.

Segundo Juvanhol *et al.* (2011), as áreas de borda deixam as florestas expostas às condições da matriz, assim, as bordas são consideradas áreas de transição onde ocorrem muitas mudanças, principalmente microclimáticas. Logo após o desmatamento, e consequente criação de novas bordas, a vegetação remanescente é exposta a condições microclimáticas drasticamente distintas, isso se deve a uma maior penetração da radiação solar e à exposição direta aos ventos quentes e secos que se originam no habitat ao redor, criando um gradiente borda-interior de variáveis ambientais (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006).

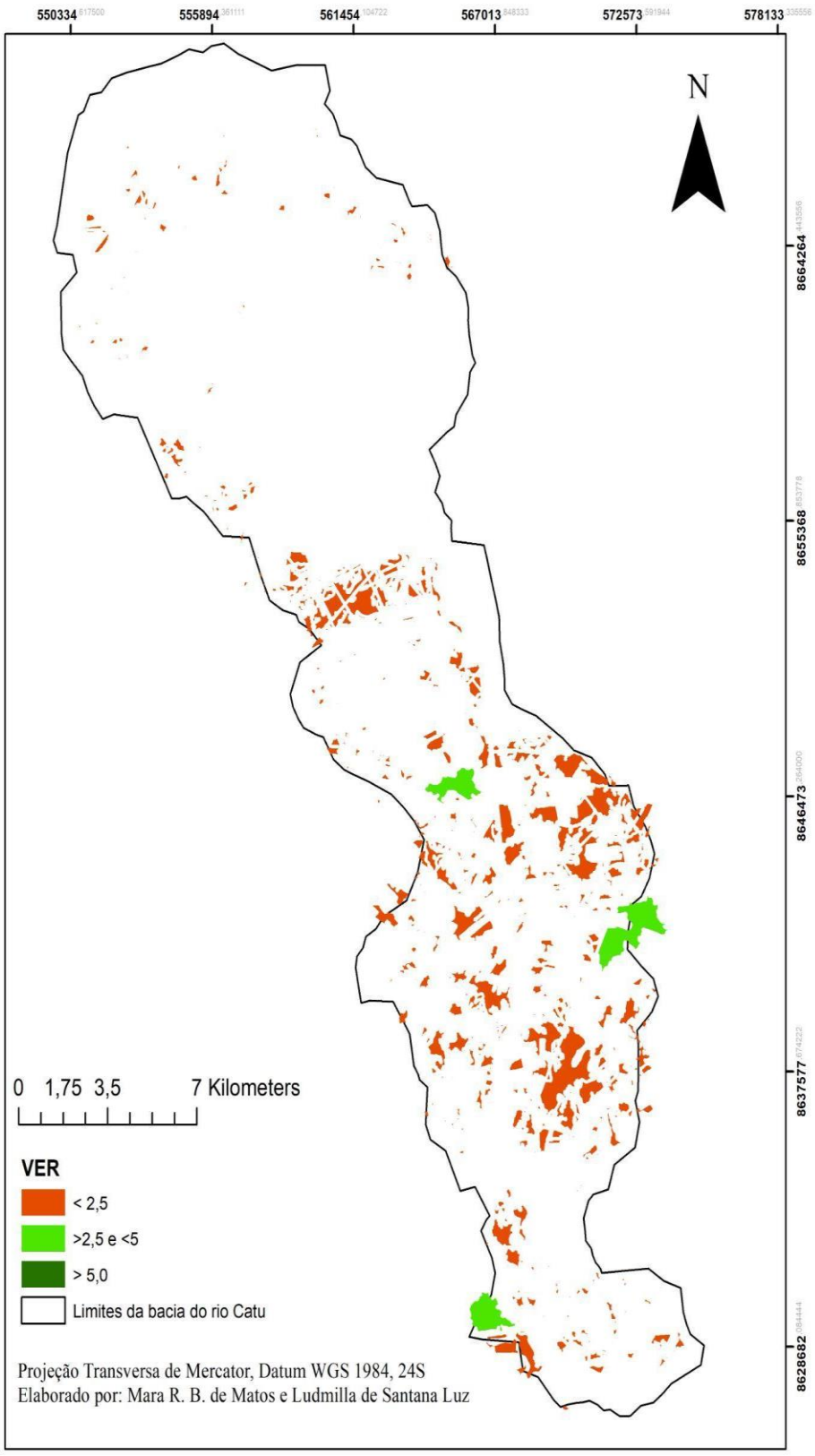
Os fragmentos com média VER (>2,5< 5) possuíam tamanhos acima de 100 hectares, porém foram mapeados apenas três fragmentos para esta classe, o que é preocupante considerando toda extensão da área de estudo. 46% dos fragmentos apresentaram alta vulnerabilidade (Tabela 7). A Figura 4 mostra a distribuição dos fragmentos e sua vulnerabilidade aos efeitos de borda.

Tabela 6 – Vulnerabilidade Ecológica Relativa da Bacia do rio Catu

Vulnerabilidade Ecológica Relativa VER			
Parâmetro	**Vulnerabilidade**	**Número de Fragmentos**	**Porcentagem**
>2,5	Alta	545	46%
>2,5 < 5	Média	3	0,25%
>5	Baixa	0	0
Não calculado	—	625	53,23
Total	—	1174	100

Fonte: Autoral (2022).

Figura 4 – Mapa de Vulnerabilidade Ecológica Relativa (VER) da bacia do rio Catu



Fonte: Matos e Luz (2022).

Segundo Pires, Pires e Santos (2004), os fragmentos pequenos não apresentam integridade ecológica adequada para manter populações viáveis. Paisagens que possuem poucos fragmentos de tamanhos adequados, e mesmo aqueles considerados grandes, mas com formas complexas, apresentaram alta vulnerabilidade aos efeitos de borda, configurando uma paisagem totalmente fragmentada.

A análise do índice de VER dos fragmentos possibilita que seja feito o diagnóstico da cobertura vegetal sob o ponto de vista ecológico, sendo o mesmo uma ferramenta fundamental para compreender a dinâmica das paisagens, tornando-se um suporte para políticas públicas ambientais (FUSHITA, 2006).

O índice de Vulnerabilidade Ecológica Relativa é um indicador importante para biodiversidade, visto que aponta as condições dos fragmentos que estão dispostos na paisagem, sendo possível criar estratégias de manejo para a sua conservação tais como corredores ecológicos, recuperação de áreas degradadas, manejo de fauna, etc.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A paisagem da bacia hidrográfica do rio Catu possui estrutura complexa decorrente das formas de uso da terra, sendo evidenciado através das métricas. A estrutura da paisagem é um fator determinante para perpetuação de espécies da biota. As métricas traduzem os efeitos diretos e indiretos da fragmentação conforme objetivos estabelecidos para cada estudo. Especificamente neste, as métricas indicaram em quais condições os fragmentos da área estão em qualidade e quantidade, sendo uma importante ferramenta para planejamento e gestão de paisagens sustentáveis.

A perda de conectividade, tanto estrutural quanto funcional, é um fator alarmante para área de estudo a considerar sua importância biológica por estar inserida em remanescente de Mata Atlântica, uma das florestas tropicais que mais sofrem a influência de fatores antrópicos pelo seu histórico de ocupação.

A área carece de estudos publicados, pois, muitos estudos já desenvolvidos não são indexados a periódicos, o que se torna um empecilho para melhor compreensão do histórico de uso e cobertura da terra, diversidade de fauna e flora, entre outros.

O IIC e o Proximity e o índice de VER, foram essenciais para determinar as áreas prioritárias para conservação a serem conectadas. A simulação de cenários mostrou-se uma importante ferramenta de gestão de paisagens, sobretudo paisagens complexas, como a área em questão.

O efeito de borda na bacia do Catu é potencializado pela matriz antrópica de pastagem, pois estas áreas abertas expõe espécies a fatores que são determinantes para a redução da população. O conjunto de todos os fatores mencionados corroboram para a extinção local de espécies, principalmente aquelas mais sensíveis às mudanças na paisagem.

Neste estudo, ficou evidenciado que fragmentos menores são mais isométricos, porém com alta vulnerabilidade aos efeitos de borda, sendo mais interessante considerar fragmentos maiores para conservação.

Conclui-se que este estudo é de extrema relevância podendo servir de base para projetos e programas para Gestão Ambiental da área, contribuindo para o conhecimento sobre a conservação da biodiversidade local.

REFERÊNCIAS

AB'SABER, Aziz Nacib. Zoneamento ecológico da Amazônia: questões de escala em método. **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada.** Brasília: CEPAL/IPEA, 1987.

ALMENAR, J. B.; BOLOWICH, A.; ELLIOT, T.; GENELETTI, D.; SONNEMANN, G.; RUGANI, B**.** Assessing habitat loss, fragmentation and ecological connectivity in Luxembourg to support spatial planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 189, p. 335-351, 2019.

ALVES JR, F. T.; BRANDÃO, C. F. L. S.; ROCHA, K. D.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C. Efeito de borda na estrutura de espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa, Recife, PE**. Revista Brasileira de Ciências Agrárias,** v. 1, n. 1, p. 49-56, 2006.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L.M.; SPAROVECK, G. Köppen's climate classification map for Brazil**. Meteorologische Zeitschrift,** v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. *et al*. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation**. Ecology letters**, v. 23, n. 9, p. 1404-1420, 2020.

BISPO, A. L. da.S.; MATOS, M. R. B. de.; JESUS, E. N.de. Análise da fragmentação florestal da bacia hidrográfica do rio Catu, estado da Bahia-Brasil. **Revista Equador**, v. 11, n. 1, p. 1-18, 2022.

CARNEIRO, A.S.; LOBÃO, J. S. B. Análise da Paisagem do Pólo De Jeremoabo–BA para estudos da Desertificação. *In*: XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 2015 **Anais** [...] INPE – Instituto Brasileiro de Pesquisas Espaciais, 2015.

CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; GLERIANI, J. M.; SILVA, E.; BUSATO, L. C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvor**e, v. 34, p. 871-880, 2010.

CARVALHO, A. C. M.; MORAES, S. M. B. DE.; STRANGHETTI, V.; ALZATE-MARIN, A. L.; SEBBENN, A. M. Diversidade genética, endogamia e fluxo gênico em pequena população fragmentada de Copaifera langsdorffii. **Brazilian Journal of Botany**, v. 33, p. 599-606, 2010.

CORDEIRO, Paulo Henrique Chaves. **Padrões de distribuição da riqueza de espécies de aves no parque nacional do descobrimento, Sul da Bahia, Brasil.** CORREDOR DE BIODIVERSIDADE DA MATA ATLÂNTICA DO SUL DA BAHIA, Instituto de Estudos Sócio-Ambientais do Sul da Bahia e Conservation International do Brasil–IESB, IlhéuS-BA. 2003.

CASIMIRO, Pedro Cortesão. Estrutura, composição e configuração da paisagem conceitos e princípios para a sua quantificação no âmbito da ecologia da paisagem. **Revista portuguesa de estudos regionais**, n. 20, p. 75-99, 2009.

DIVIAKOVÁ, A.; KOČICKÝ, D.; BELAŇOVÁ, E. Ecological Measures in the Land Consolidation Planning of the Village of Kocurany. **Ekológia**, v. 38, n. 1, p. 69-86, 2019.

DA FONSECA, J. L. G. **Estrutura genética do marsupial Marmosops incanus em paisagens de Mata Atlântica no Espírito Santo**. 2017. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES. 2017. 32.f.

ESRI. Disponível em: https://appsforms.esri.com/products/download/. Acesso em 18 out. 2020.

FAHRIG, L. *et al*. Is habitat fragmentation bad for biodiversity?. **Biological Conservation**, v. 230, p. 179-186, 2019.

FAHRIG, Lenore. Why do several small patches hold more species than few large patches?. **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 4, p. 615-628, 2020.

FUSHITA, Angela Terumi. **Análise da fragmentação de áreas de vegetação natural e semi-natural do município de Santa Cruz da Conceição, São Paulo, Brasil**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP, 2006. 125 f.

JAEGER, Jochen. AG. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. **Landscape ecology**, v. 15, n. 2, p. 115-130, 2000.

JESUS, Edilma Nunes de. A**valiação dos fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Poxim (Sergipe-Brasil) para fins de restauração ecológica**. 2013.Dissertação (Mestrado em Agrossistemas) – Universidade Federal de Sergipe (UFS), São Cristóvão.Sergipe. 2013. 99p.

JUVANHOL, R. S.; FIEDLER, N. C.; SANTOS, A. R; PIROVANI, D. B.; LOUZADA, F. L. R. de. O.; DIAS, H. M.; TEBALDI, A. L.C. Análise espacial de fragmentos florestais: caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, estado do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente,** v.18, n. 4, 353-364, 2012.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F. B; SOUZA, L.M.I. Consequências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. **Série técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 65-70, 1998.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia brasiliensis**, 2009.

LOCH, C.; REBOLLAR, P. B. M.; ROSENFELDT, Y. A. Z.; RAITZ, C. S.; OLIVEIRA, M. O. Definição de áreas para formação de corredores ecológicos através da integração de dados em um Sistema de Informação Geográfica. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 65, n. 3, 2013.

MATOS, M. R.B.de.; QUEIROZ, E. P.; BAUTISTA, H.P. Fitogeografia. *In*: NUNES, J. M. de C.; MATOS, M, R B. de. **Litoral norte da Bahia:** caracterização ambiental, biodiversidade e conservação. Salvador: EDUFBA, 2017.

MCGARIGAL, Kevin; MARKS, Barbara J. FRAGSTATS: spatial analysis program for quantifying landscape structure. **USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-351**, v. 10, 1995.

PARDINI, R.; BUENO, A. DE. A.; GARDNER, T. A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PloS one**, v. 5, n. 10, p. e13666, 2010.

PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the priorization of habitat patches and corridors for conservation. **Landscape ecology**, v. 21, n. 7, p. 959-967, 2006.

PINTO, L. P.; HIROTA, M. M. **30 anos de Conservação do Hotspot de Biodiversidade da Mata Atlântica: desafios, avanços e um olhar para o futuro**. Fundação SOS Mata Atlântica: São Paulo, 2022.

PIRES, J. S. R.; PIRES, A. M. Z. C. R; SANTOS, J. E. Avaliação da integridade ecológica em bacias hidrográficas. *In*: SANTOS, E. dos. *et al*. **Faces da Polissemia da Paisagem:** Ecologia, planejamento e percepção. RiMA: São Carlos, 2004.

PIRES, A.S.; FERNANDEZ, F. A.S; BARROS, C.S. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. *In*: ROCHA, C. F.D. *et al.* **Biologia da Conservação:** Essências. Rima: São Carlos, São Paulo, Brazil, p. 231-260, 2006.

PIROVANI, D.B.; SILVA, A. G. da.; SANTOS, A. R. dos.; CECÍLIO, R. A.; Gleriani, J. M.; MARTINS, S.V. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, p. 271-281, 2014

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELA, J.; OENSUU, E.; SIITONEN, M.The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity & Conservation**, v. 7, n. 3, p. 385-403, 1998.

REIS, Luciana Carvalho dos. **Limiares de extinção em comunidades de hepáticas (Marchantiophyta) epífitas na Mata Atlântica da Bahia, Brasil**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Biomonitoramento) – Universidade Federal da Bahia (UFBA), Salvador-BA, 2012. 44f.

RIGUEIRA, D. M.G; DA ROCHA, P. L.B; MARIANO-NETO, E. Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: resources for conservation. **Biodiversidade e Conservação**, v. 22, n. 13, pág. 3141-3163, 2013.

RIGUEIRA, D.M.G.; MARIANO-NETO, E. Limiares de extinção: a perda abrupta de plantas na mata atlântica. **Rev. Ciência Hoje**, v.54, n.323, p.16-19. 2015.

ROSA, Marcos Reis. Comparação e análise de diferentes metodologias de mapeamento da cobertura florestal da Mata Atlântica. **Boletim Paulista de Geografia**, n. 95, p. 25-34, 2016.

ROCH, L.; JAEGER, J. A.G. Monitoring an ecosystem at risk: What is the degree of grassland fragmentation in the Canadian Prairies?. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 4, p. 2505-2534, 2014.

SAITO, E. A.; FONSECA, L.M.G.; ESCADA, L.M.G.; KORTING, T. S. Efeitos da mudança de escala em padrões de desmatamento na Amazônia. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 63, n. 3, 2011.

SAURA, S., TORNÉ, J. (2012). CONEFOR 2.6 User manual. **Quantifying the importance of habitat patches and links for maintaining or enhancing landscape connectivity through spatial graphs and habitat availability (reachability) metrics.** Disponível em:http://conefor.org/files/usuarios/ManualConefor26.pdf. Acesso em: 20 jun. 2020.

SILVA, L. G.; SANTOS, S.; MORAES, F. Fragmentação da mata atlântica de interior: análise de paisagem do corredor verde sul-americano e florestas do alto Paraná. **Boletim de Geografia**, v. 32, n. 3, p. 61-68, 2014.

SILVA, K.G. da.; SANTOS, A. R. dos.; SILVA, A. G. da.; PELUZIO, J. B. E.; FIEDLER, N. C.; ZANETTI, S. S. Análise da dinâmica espaço-temporal dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Rio Alegre, ES. **Cerne**, v. 21, p. 311-318, 2015.

SILVA, F. M.; SILVA, M. D. da. Análise do estado de decomposição e fragmentação da paisagem costeira (abordagem geográfica) do Rio Grande do Sul–Brasil. **Geographia Meridionalis**, v. 3, n. 3, p. 321-348, 2017.

SOS MATA ATLÂNTICA. **O retrato da qualidade da água nas bacias da Mata Atlântica**.2019. Disponível em: https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads /2019/03/Observando-Os-Rios-2019.pdf. Acesso em: 26 junho. 2022.

SOS MATA ATLÂNTICA. **O retrato da qualidade da água nas bacias da Mata Atlântica**. 2020.Disponível em: https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads /2020/03/observando-rios-2020page-digital.pdf. Acesso em: 26 junho. 2022.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, p. 571-573, 1993.

TAUBERT, F.; FISCHER, R.; GROENEVELD, J.; LEHMANN, S.; MÜLLER, M. S.; RODIG, E.; WIEGAND, T.; HUTH, A. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, n. 7693, p. 519-522, 2018.

VAZ, G. A. S; MATOS, M. R. B. Mapeamento e avaliação ecológica de Áreas de Preservação Permanente do rio Catu, Alagoinhas, Bahia, Brasil. **Sitientibus série Ciências Biológicas**, n. 14, p. 1-8. 2015. http://dx.doi.org/10.13102/scb41.

VIANA, W. R. C. C.; MORAES, M. E. B. Bacia do rio Almada (Bahia): criação de cenários ambientais a partir do diagnóstico da fragmentação florestal. **Métodos e técnicas de pesquisa em bacias hidrográficas, Editus**, p. 35-56, 2016.

ZAÚ, A. S. Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos**. Floresta e ambiente,** v. 5, n. 1, p. 160-170, 1998.

ZONEAMENTO ECOLÓGICO E ECONÔMICO DA BAHIA–ZEE/ BAHIA. 2014. **Caracterização dos Territórios de Identidade**. Território identidade n° 18. Litoral Norte e Agreste baiano (2014).

5. CAPÍTULO 3.

SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS PARA CRIAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CATU, BAHIA, BRASIL.

RESUMO

A perda de habitat resulta em populações menores fazendo com que se tornem cada vez mais afetadas pelos efeitos cumulativos da deriva genética e fluxo gênico reduzido. Este capítulo teve por objetivo indicar áreas prioritárias para conservação e restauração e possíveis cenários para criação de corredores ecológicos considerando o requerimento de espécies focais. Para a simulação de cenários para criação de corredores ecológicos foi utilizado o *LSCORRIDORS.* Foram incluídos dois mapas de entrada (em formato Raster), a saber: o mapa de manchas de habitats e o mapa de superfície (*source-targe*t) e resistência. Para simular os cenários foi necessário indicar quais fragmentos seriam conectados; sendo os fragmentos escolhidos aqueles que obtiveram melhores resultados na análise das métricas, ou seja, fragmentos que possuem melhor tamanho/forma e área core e, baixa Vulnerabilidade Ecológica Relativa (VER). Foram gerados três mapas de resistência a partir do mapa de uso do solo do projeto MapBiomas (coleção 6), para o ano de 2020, em resolução de 30 metros, sendo resultante da classificação supervisionada de imagens Landsat, com escala de 1:250.000. Foram gerados três cenários de simulação: simulação para espécie Generalista hipotética, e baseado nos registros de ocorrência de *Tamandua tetradactyla* (LINNAEUS, 1758) e *Bradypus torquatus* (ILLIGER 1811). O menor custo para a espécie generalista hipotética foi de (20.0 Adim) para o método MP, a menor distância para o corredor simulado para espécie generalista foi de 10,430 Km, sendo seu comprimento de 600 metros (0,6 km). O menor custo encontrado para o *T. tetradactyla* (LINNAEUS, 1758) foi de (86.75 Adim), foi encontrado para os métodos MLmax ligando o par de fragmentos com comprimento de 13,74 km. A distância é considerada superior à média percorrida pelo animal durante o seu percurso diário. O menor custo encontrado para e *B. torquatus* (ILLIGER 1811) foi para o par *Source Target* 2-5, 67.268 (Adim) para o método Mlmax comprimento de 13,86 km. A configuração complexa da paisagem encontrada na área favorece o aumento das distâncias necessárias para unir fragmentos maiores uma vez que existem classes de uso do solo que estão os fragmentos florestais. Os requerimentos da Biologia de cada espécie por habitat deve ser um critério para a elaboração de cenários para corredores ecológicos, estabelecendo a conectividade funcional baseada nos custos de deslocamento na matriz (ou não habitat) e a sua qualidade.

Palavras-chave: Conservação da Biodiversidade; Modelagem; Estudos Ecológicos.

ABSTRACT

Habitat loss results in smaller populations causing them to become increasingly affected by the cumulative effects of genetic drift and reduced gene flow. This chapter aimed to indicate priority areas for conservation and restoration and possible scenarios for the creation of ecological corridors considering the requirement of focal species. For the simulation of scenarios for the creation of ecological corridors, LSCORRIDORS was used. Two input maps (in Raster format) were included, namely: the map of habitat patches and the map of surface (source-target) and resistance. To simulate the scenarios it was necessary to indicate which fragments would be connected; and the fragments chosen were those that obtained better results in the analysis of the metrics, that is, fragments that have better size/shape and core area and, low Relative Ecological Vulnerability (VER). Three resistance maps were generated from the land use map of the MapBiomas project (collection 6), for the year 2020, in a resolution of 30 meters, resulting from the supervised classification of Landsat images, with a scale of 1:250,000. Three simulation scenarios were generated: simulation for hypothetical Generalist species, and based on the occurrence records of *Tamandua tetradactyla* (LINNAEUS, 1758) and *Bradypus torquatus* (ILLIGER 1811). The lowest cost for the hypothetical generalist species was (20.0 Adim) for the MP method, the shortest distance for the simulated corridor for the generalist species was 10.430 Km, and its length was 600 meters (0.6 km). The lowest cost found for *T. tetradactyla* (LINNAEUS, 1758) was (86.75 Adim), it was found for the MLmax methods linking the pair of fragments with a length of 13.74 km. The distance is considered higher than the average traveled by the animal during its daily journey. The lowest cost found for and *B. torquatus* (ILLIGER 1811) was for the Source Target 2-5 pair, 67,268 (Adim) for the Mlmax method length of 13.86 km. The complex configuration of the landscape found in the area favors the increase of the distances necessary to unite larger fragments, since there are classes of land use that are the forest fragments. The requirements of the Biology of each species by habitat should be a criterion for the elaboration of scenarios for ecological corridors, establishing the functional connectivity based on the costs of displacement in the matrix (or non-habitat) and its quality.

Keywords: Biodiversity Conservation; Modeling; Ecological Studies.

1.INTRODUÇÃO

Os requerimentos ecológicos das diferentes espécies e sua habilidade de dispersão na paisagem (conectividade funcional) é um dos aspectos-chave para a conservação. Manter e restaurar a conectividade na paisagem tornou-se um desafio para a conservação, seja através da restauração de habitats e ou implantação de corredores ecológicos. As áreas conectadas geralmente estão inseridas em paisagens com pastagens, agricultura, extração de água, residências rurais, etc., geralmente estas áreas são altamente propensas ao efeito de borda, entretanto o uso da terra deve ser gerenciado de modo que sustente a conectividade (GREGORY *et al.*, 2021).

A perda de habitat resulta em populações menores e mais isoladas em escalas locais, paisagísticas e regionais, fazendo com que se tornem cada vez mais afetadas pelos efeitos cumulativos da deriva genética e fluxo gênico reduzido, resultando em perda de aptidão e erosão da diversidade genética (AUFFRET *et al*., 2017).

Portanto, a conectividade é um conceito-chave relacionado aos efeitos ecológicos das mudanças ambientais (AUFFRET; PLUE; COUSINS, 2015). Alterações na conectividade podem modificar a estrutura das populações, distribuição de espécies, estrutura de comunidades e processos ecológicos (BISHOP *et al*., 2017), sendo essencial para a persistência da população devido a processos dinâmicos como recolonização, migração sazonal e dispersão (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000; RAYFIELD; FORTIN; FALL, 2010 ; BEIER *et al*., 2011).

De acordo com Calaça (2009) a dispersão é indispensável para sobrevivência das espécies sendo necessário que haja permeabilidade da matriz para que os animais se desloquem entre os fragmentos para obtenção de abrigo, alimento e reprodução. Na escala da paisagem, muitos fatores externos que afetam o deslocamento têm sido estudados no contexto da matriz, cujas variações podem influenciar o movimento das espécies *per se*, bem como influenciar a imigração para manchas de habitat por meio de interações com o ambiente biótico e abiótico (AUFFRET *et al*., 2017), determinando os padrões de ocupação, sobrevivência e reprodução das espécies.

Como espécies diferentes podem responder de formas diversas a uma estrutura de paisagem particular, neste estudo utilizamos a abordagem teórica de espécie focal para definir uma "paisagem sustentável" ou favorável à conservação de espécies ameaçadas e seus habitats, combinando a conectividade estrutural e os atributos das espécies de estudo. Esta abordagem permite avaliar sistematicamente a qualidade da paisagem em termos de

exigências biológicas de uma espécie de interesse e dos usos humanos da paisagem. Paisagens favoráveis à biodiversidade devem considerar as exigências de tipologias de habitat, sua continuidade, bem como a existência de barreiras para movimentação potencial de uma espécie.

A inclusão da modelagem da conectividade no planejamento espacial tem sido uma das grandes preocupações para criação de medidas mitigadoras que a longo prazo trazem benefícios para a conservação da biodiversidade, sendo necessário averiguar as limitações dos modelos (LALIBERTÉ, LAURENT, 2020). Técnicas de modelagem utilizando os caminhos de menor custo (ADRIAENSEN *et al.*, 2003; RUDOLPHO, 2020), teoria de circuitos (MCRAE *et al.*, 2008; RUDOLPHO, 2020) e outros modelos teóricos gráficos (URBAN; KEITT, 2001) modelam a conectividade funcional através de estimativas de resistência da paisagem (LA POINT *et al.*, 2015; RUDOLPHO, 2020).

Essa superfície de resistência deve refletir a capacidade de movimento da espécie na paisagem com base em aspectos comportamentais e fisiológicos, como gasto de energia, risco de mortalidade e vontade de atravessar um determinado uso da terra (ZELLER; MCGARIGAL; WHITELEY, 2012 ; MATEO-SÁNCHEZ *et al.*, 2015 ; RIBEIRO *et al.*, 2017).

Diante do exposto, este capítulo tem por objetivo indicar áreas prioritárias para conservação e restauração, e possíveis cenários para criação de corredores ecológicos considerando o requerimento de espécies focais. Utilizamos a análise de caminhos de menor custo para modelagem de corredores ecológicos e cenários que possam melhorar a conectividade para uma espécie generalista hipotética, florestal, e duas espécies da superordem Xenarthra. Para tanto, o estudo compreendeu a análise da conectividade funcional na bacia hidrográfica do Catu, inserida no domínio da Mata Atlântica, altamente fragmentada pelo processo de ocupação antrópica durante um período histórico de 500 anos.

2. ECOLOGIA DAS ESPÉCIES FOCAIS

2.1 Descrição da superordem Xenarthra

Os Xenarthrans fazem parte do grande grupo de clados ordinais de mamíferos placentários. Seus primeiros registros fósseis dos Xenartrans sugerem que seu surgimento se deu no hemisfério sul (MADSEN *et al*., 2001). A superordem Xenarthra é representada por três ordens morfológicas distintas: os tatus de armadura, tamanduás desdentados e as preguiças- das - árvores filófogas (DELSUC *et al.,* 2002).

Testes genéticos moleculares estimam que a superordem Xenarthra deu origem às ordens Cingulata e Pilosa a aproximadamente 67 milhões de anos, sua origem teria se dado na América do Sul e posteriormente com posterior dispersão para a América central, porém antes desta divisão em duas ordens foi possível através de datação de carbono que este grande grupo teria se originado a cerca de 105 milhões de anos (GIBB *et al.,* 2016; SANTOS *et al.,* 2019).

Atualmente são descritas 37 espécies de tatus, tamanduás, e preguiças (divididas em duas famílias) que compõem seis famílias: Dasypodidae (tatus-narigudo), Chlamyphoridae (fadas, peludas, de três bandas, de cauda pelada e tatus gigantes), Myrmecophagidae (menor e tamanduás-bandeira), Cyclopedidae (tamanduás-pigmeus), Bradypodidae (preguiças de três dedos) e Megalonychidae (preguiças de dois dedos), na América do Sul existe uma maior diversidade das espécies, mas sua distribuição geográfica do sudeste dos Estados Unidos da América ao sul da Patagônia (GIBB *et al.,* 2016; SANTOS *et al.,* 2019*).*

As famílias dos Xenarthrans são morfo e ecologicamente diversas. Os tatus são recobertos por carapaças compostas por placas móveis articuladas que o protegem da predação. Os tamanduás possuem línguas adaptadas e longo crânio tubular com ausência de dentes, além disso possuem grandes garras nas patas dianteiras utilizadas para alimentação que é composta por cupins e formigas. As preguiças se dividem em preguiças de dois dedos e de três dedos com longas garras que servem de sustentação para se fixarem nos galhos das árvores. Diferente dos demais mamíferos, as preguiças de dois dedos possuem um número de vértebras que variam entre 5 e 8, já as preguiças de três dedos possuem entre 8 e 10 vértebras (SANTOS *et al.,* 2019).

As duas espécies escolhidas para simulação dos cenários pertencem a ordem Pilosa que é composta por tamanduás preguiças, estes possuem além das características morfológicas já mencionadas acima características fisiológicas tais como baixo metabolismo e baixa temperatura corporal, estas características estão estritamente relacionadas a

alimentação com baixo teor calórico destes animais. As preguiças possuem sua alimentação baseada em folhas e os tamanduás têm a sua alimentação basicamente baseada em cupins e formigas (MEDRI; MOURÃO; RODRIGUES, 2011).

2.2 Tamandua tetradactyla (LINNAEUS, 1758)

O *Tamandua tetradactyla* (LINNAEUS, 1758), conhecida popularmente como tamanduá-mirim, mixila ou ainda tamanduá-de-colete é uma das três espécies da família Myrmecophagidae pertencente ordem Pilosa e ao gênero *Tamandua* (Gray, 1825) (MEDRI; MOURÃO; RODRIGUES, 2011). Esta espécie se distribui geograficamente na América do Sul no Brasil, Venezuela, Argentina e Uruguai (SANTOS *et al.,* 2019). No Brasil, ela ocorre em todos os biomas, inclusive em ambientes de manguezal e Caatinga, bioma exclusivamente brasileiro (OHANA et *al.,* 2015; OLIVEIRA *et al.*, 2017).

A espécie possui como característica marcante a cabeça com formato alongado com estreita e côncava, o rosto tem formato tubuliforme em decorrência do alongamento dos ossos frontais e nasais. A boca possui formato circular possuindo uma longa língua delgada e viscosa. Os olhos deste animal são pequenos e de tom preto. As orelhas possuem formato elíptico, possuem poucos pelos quando não ausentes nesta região do corpo. Além de poucos pelos nas orelhas, este animal apresenta poucos pelos na região dos olhos e narinas, sendo estas também na cor preta (OHANA *et al.,* 2015).

A espécie pode apresentar ainda variações na cor do pelo a depender da região geográfica em que se encontra. O colete pode estar totalmente ausente e a pelagem ser totalmente amarela ou presente apenas parcialmente com pelos pretos que formam o "colete", quando apresentam coloração total (monocromáticos) podem ser ruivos ou pretos. A cauda é totalmente nua na parte ventral, e na parte dorsal apresentam manchas irregulares nas extremidades (OHANA *et al.,* 2015).

São animais insetívoros, portanto, sua alimentação é baseada em insetos, mais especificamente composta por cupins e formigas. Seu compartimento gástrico é caracterizado por um estômago ligado a uma cavidade sacular e com uma pequena curvatura. Estes animais podem buscar os alimentos no chão e árvores, assim é possível que tenham acesso aos cupinzeiros arbóreos (PINHEIRO *et al*., 2014; OHANA *et al*., 2015).

Quanto ao dimorfismo sexual, não há relatos sobre evidências desta característica embora se observe que as fêmeas sejam ligeiramente menores que os machos (CATAPANI, 2011). O comprimento das fêmeas é de cerca de entre 47 e 77 cm (NOWAK; WALKER 1999), há exemplares entre fêmeas e machos que possuem cerca de 55 e 62 cm desde a cabeça

até cóccix com cauda de aproximadamente 40 a 67 cm (SOUSA, 2018). O tempo de gestação ocorre entre 130 a 190 dias, a cada gestação é gerado (MEDRI; MOURÃO; RODRIGUES, 2011; HAYSSEN, 2011). Um único filhote que é carregado no dorso da mãe após o nascimento, quando a mãe busca alimento o filhote fica abrigado no ninho (MEDRI; MOURÃO; RODRIGUES, 2011).

Estes animais possuem hábito escansorial, e preferencialmente possuem atividades noturnas (OHANA *et al.,* 2015). É comum encontrar os tamanduás mirins em ocos de árvores, em tocas feitas por outros animais como os tatus (RODRIGUES; MARINHO-FILHO, 2003; TROVATI; BRITO, 2009). As ações predatórias como o desmatamento e queimadas têm colocado a espécie em ameaça (PINHEIRO *et al*., 2014). O Brasil a espécie encontra-se No Brasil a espécie é classificada como menos preocupante (LC) pelo seu amplo espectro de ocorrência e as ameaças detectadas no Brasil não compromete toda população de *Tamandua tetradactyla* (LINNAEUS, 1758) no país (OHANA *et al*., 2015).

2.3 Bradypus torquatus (ILLIGER, 1811)

A *Bradypus torquatus* (ILLIGER, 1811), conhecida popularmente como preguiça de coleira é uma espécie da família Bradypodidae, pertence a ordem Pilosa e ao gênero *Bradypus* (CHIARRELO *et al.*, 2015). Esta espécie se distribui exclusivamente no Brasil, especificamente no litoral no Bioma Mata Atlântica, ocorre nos estados do Espírito Santo, Bahia, Sergipe e Rio de Janeiro (CHIARRELO *et al.*, 2015; SANTOS *et al.,* 2019). A espécie predomina em florestas ombrófilas densas (80%) a 1.290 metros do nível do mar e 79% abaixo de 200 metros de altitude (HIRSCH; CHIARELLO, 2012).

A União Internacional para Conservação da Natureza (IUNC) aponta que cinco espécies de Xernartrans correm risco de extinção, entre elas a *Bradypus torquatus* (preguiça-de-coleira) (SANTOS *et al.,* 2019). No Brasil, a espécie foi classificada como vulnerável (VU) e sua área de ocupação é estimada em pelo menos 978km² (CHIARRELO *et al.*, 2015). No estado do Espírito Santo encontra-se na lista de espécies em perigo (EP) (PASSAMANI e MENDES, 2007) e no Rio de Janeiro a espécie encontra-se criticamente em perigo (CP) (BERGALLO *et al.*, 2000). Atualmente a espécie vive inserida numa matriz altamente antropizada e tem sofrido drásticas perdas de habitat bem como a redução da sua qualidade (CHIARRELO *et al.*, 2015).

A espécie possui pelagem uniforme e espessa de cor castanho-claro, não há distinção entre porção ventral e dorsal. Ao redor do pescoço há uma coleira de cor preta que se destaca na parte dorsal anterior. Quando jovens, e filhotes a coleira desta espécie encontra-se ausente

e o dorso varia de marrom a castanho-claro (EISENBERG; REDFORD 1999; CHIARELLO *et al.*, 2015). Em indivíduos acima de quatro anos (adultos) a coleira é mais evidente (mais grossa e mais preta) que nas fêmeas (LARA-RUIZ; CHIARELLO, 2005).

Atualmente existem três populações geneticamente distintas na Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro. Até então, estudos têm indicado que as espécies que estão localizadas ao Sul da Bahia podem ser consideradas como uma subespécie sob o ponto de vista genético, pois fenotipicamente não há diferenças que as distinga (MORAES-BARROS *et al.*, 2006; LARA-RUIZ; CHIARELLO; SANTOS, 2008).

A espécie é herbívora, mais especificamente são essencialmente folívoras (se alimentam de folhas), sendo o gênero *Bradypus* um dos poucos mamíferos arborícolas estritamente folívoros. A preguiça-de-coleira utiliza folhas de árvores maduras e jovens das copas das árvores para compor a sua alimentação ou lianas que estejam próximas das copas (CHIARELLO, 1998). Estes animais apresentam seletividade para sua alimentação, utiliza poucas espécies vegetais tendo preferência por algumas famílias botânicas como Moraceae, Apocynaceae e Sapotaceae (CASSANO, 2006).

Por ser uma espécie arborícola e de baixo metabolismo, a preguiça-de-coleira passa a maior parte do tempo em repouso nas copas das árvores, possuem deslocamento muito lento e para realizá-los utilizam as extremidades dos galhos das árvores e como ponte para travessia fazem uso das lianas. Estes animais descem ao solo ocasionalmente para defecação e quando necessitam deslocar-se em áreas abertas onde há ausência de árvores conectadas. As aparições destas espécies no chão são consideradas raras pela literatura tendo poucas informações disponíveis (CASSANO, 2006).

A literatura sugere que não há uma uniformidade de sazonalidade relacionada à gestação, assim, os nascimentos ocorrem durante todo o ano, no Rio de Janeiro ocorre durante todo o ano (PINDER, 1993), no Espírito Santo ocorre entre fevereiro e julho (LARA-RUIZ; CHIARELLO, 2005). Sugere-se que o período de gestação seja similar a espécies do gênero que varia em torno de 6 meses (LARA-RUIZ; CHIARELLO, 2005). Porém, uma única fêmea selvagem foi avaliada por um período de 5 anos (1999-2004) no estado Espírito Santo pariu um filhote a cada ano entre os meses de fevereiro e março, mostrando intervalo entre as gestações (LARA-RUIZ; CHIARELLO 2005).

A cada gestação apenas um filhote é gerado, e a partir dos 8 a 10 meses de vida tornam-se independentes. Após atingirem a maturidade, os jovens buscam novas áreas para se estabelecerem longe da mãe. Os filhotes começam a ingerir as folhas com duas semanas de

idade e simultaneamente continuam a amamentação entre 2 e 4 e quatro meses de idade. As fêmeas atingem a maturidade sexual quando atingem o tamanho adulto com cerca de 59 cm (LARA-RUIZ; CHIARELLO, 2008).

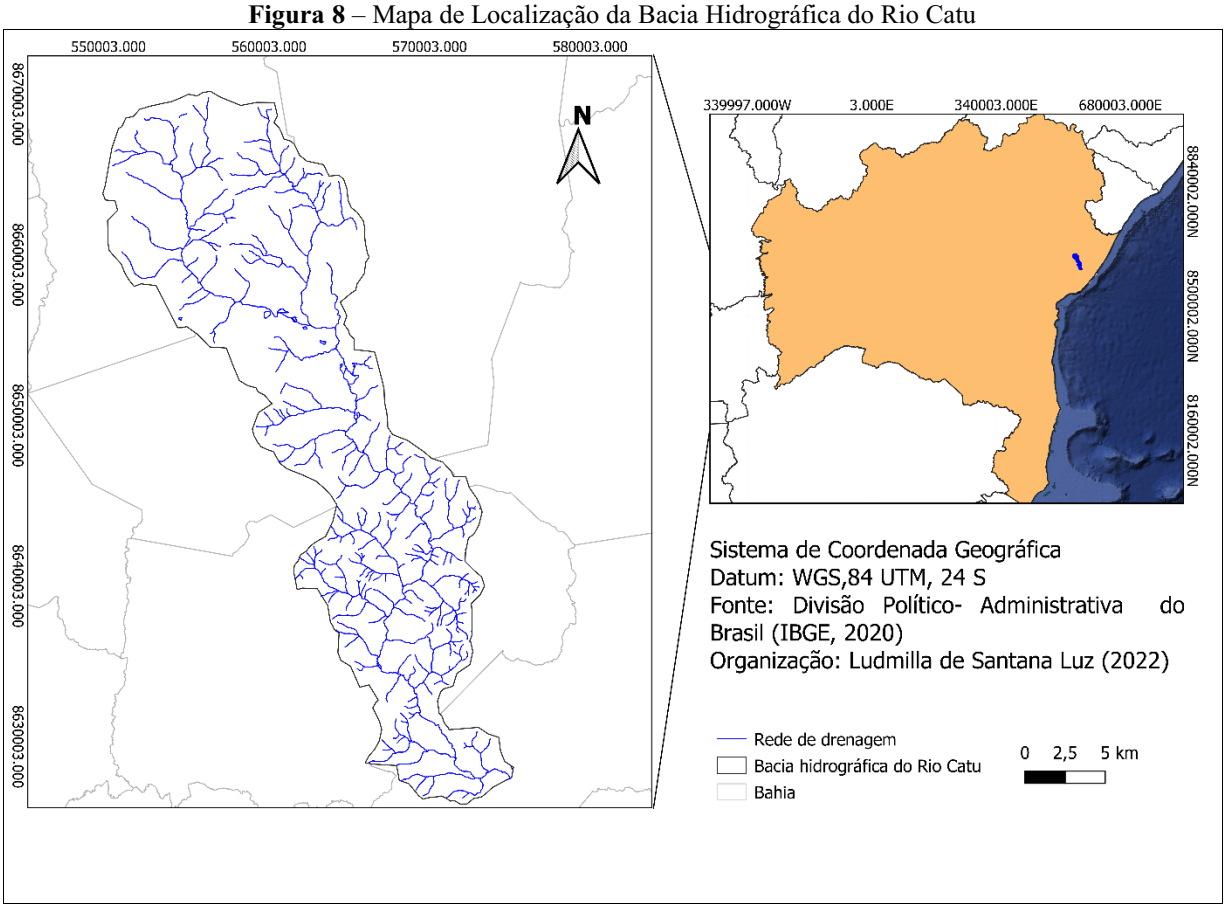
A perda de habitat fez com que a espécie esteja ameaçada de extinção devido ao alto aos altos índices de desmatamento que causa isolamento devido à perda de habitat (HIRSCH; CHIARELLO, 2012). A perda de habitat tem como consequência a perda da biodiversidade devido à interrupção de fluxo gênico e os processos ecológicos, assim as mudanças no uso da terra e as mudanças climáticas têm causado a extinção de espécies (SANTOS *et al.*, 2019).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio Catu possui uma área de 42.556,24 hectares e o perímetro de 132,18 km, inserida entre as coordenadas 12°01’ a 12°24’ latitude Sul e 38°18’a 38°30’ longitude oeste. O rio Catu (rio que nomeia a bacia) é um afluente do rio Pojuca, nasce na cidade de Aramari, percorre 62,2 km, passando pelos municípios de Alagoinhas, Catu e Pojuca, onde deságua na foz do rio Pojuca que possui o mesmo nome do município.

Figura 8 – Mapa de Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Catu



Fonte: Autoral (2022). Baseada no banco de Dados na (ANA, 2020) e (IBGE, 2020).

Ocorre na área os seguintes fitofisionomias: Floresta Ombrófila Densa, área de transição Savana-Floresta Ombrófila Densa, Savana, área de transição Savana-Floresta Estacional e Floresta Estacional Semidecidual (BDIA, 2022), inseridas em uma matriz formada por um mosaico de agricultura e pastagem, pastagem e silvicultura, áreas não vegetadas, áreas de extração de minério, pequenas indústrias e infraestrutura urbana. Para o ano de 2020, as áreas de pastagem ocupavam a 51,04% da área da bacia, conforme análise do mapa de uso e cobertura da terra disposto no capítulo 2.

A paisagem da bacia do rio Catu se encontra altamente fragmentada. Uma consequência inevitável da fragmentação florestal é um drástico aumento no total de bordas de habitat, uma vez que a alta relação perímetro/ área dos fragmentos leva à criação de amplas zonas de contato entre o habitat original e os habitats alterados ao seu redor" (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006). Fragmentos com até 5 hectares dominam a paisagem (74,35%), com alta vulnerabilidade ecológica aos efeitos de borda, identificados no capítulo 2.

Foram mapeados na área 1.174 fragmentos florestais (NP) ocupando uma área de 7.262,23 hectares (PLAND), representando 17,07% da área total da bacia hidrográfica do Catu, resultante da análise das métricas expostas no capítulo 3. Este valor é preocupante e está bem abaixo do limiar crítico apontado por Rigueira e Mariano-Neto (2015), para Mata Atlântica no sul da Bahia, e por Arroyo-Rodríguez *et al*. (2020). Estudos indicam que paisagens de tamanho adequado devem conter mais de 40% de cobertura florestal, sendo que percentagens mais altas são provavelmente necessárias nos trópicos

Ao analisar a conectividade da paisagem pelo Proximity Index (PX) a 100m, verificou-se que 523 fragmentos não conseguem se conectar mesmo aumentando a área de borda em 100 metros. Isto é muito preocupante, visto que, segundo Ranta *et. al*. (1998), a distância de 350 metros foi assumida como sendo a máxima na qual, parte das espécies com menor capacidade de locomoção conseguem deslocar-se de um habitat a outro, portanto, somente indivíduos de espécies com maior plasticidade têm capacidade para atravessar áreas abertas com distâncias superiores a esta.2.2 Inputs-Variáveis de entrada: premissas

3.2 Inputs -Variáveis de entrada: premissas

Os cenários foram simulados no programa *LSCORRIDORS*, software livre, disponível online no GitHub (https://github.com/LEEClab/LS_CORRIDORS), desenvolvido em linguagem Phython, baseando-se no algoritmo Least-cost path (caminho de menor custo) e o algoritmo de múltiplos caminhos (ADRIAESEN *et al*., 2003; PINTO *et al*., 2012). Executado a partir do Sistema de Informação Geográfica (SIG) – GRASS Resources Analysis Support System. (https://grass.osgeo.org/) (RIBEIRO *et al.,* 2017).

O *LandScape Corridors* considera a variação estocástica, a percepção das espécies e a influência da paisagem sobre os organismos no desenho de corredores ecológicos, e segundo Ribeiro *et al*. (2017) permite simular corredores para espécies com diferentes requisitos e considera que diferentes espécies percebem e respondem à paisagem circundante de maneiras

diferentes, pois muitas podem optar por se deslocar por áreas que podem não ser as mais permeáveis da paisagem. Os padrões de estocasticidade são definidos pelo usuário considerando as particularidades das espécies a serem consideradas na simulação (RIBEIRO *et al.,*2017). Considera-se neste modelo, a soma das distâncias mínimas ponderadas com o caminho de menor custo para as espécies (BUNN *et al.*, 2000; ZETTERBERG; MÖRTBERG; BALFORS, 2010; ALMENAR *et al.,* 2019).

Para gerar as simulações no software LS Corridors foram inseridos dois mapas de entrada (em formato Raster), a saber: o mapa de manchas de habitats (*source-targe*t) e o mapa de superfície de resistência, seguindo orientações de Ribeiro *et al.* (2017).

O mapa de manchas de habitats Source-Target, contendo os fragmentos a serem conectados, com o identificador do valor dos pixels, incluiu sete fragmentos escolhidos a partir de um mapeamento preliminar da área, realizado por interpretação visual, descrito no Capítulo 2, utilizando imagem LANDSAT 8, ano de 2018, disponível na base de dados da Esri, na escala de 1:8, adotando o sistema de coordenadas geográficas Projetada Transversa de Mercator, UTM, SIRGAS, Zona 24S.

Os fragmentos da bacia do Catu usados para esta simulação pertencem ao Bioma Mata Atlântica, e mesmo os fragmentos com menor índice de VER (Vulnerabilidade Ecológica Relativa) possuem formas complexas, sujeitos a intenso efeito de borda. Estes fragmentos foram escolhidos entre aqueles que obtiveram melhores indicadores/métricas de integridade ecológica, a saber, tamanho, forma, área core, baixa Vulnerabilidade Ecológica Relativa (VER) e menor grau de isolamento (Tabela 1).

Tabela 7 – Fragmentos escolhidos com base nos Indicadores Ecológicos para simulação de corredores

Fragmentos	ID	Área (Ha)	Área Core (Ha)	VER	Índice de Forma	IIC 100 metros	Proximity 100
1	71	93.88	60.53	1.81	2.126	0.0000424	40662.87
2	94	339.61	238.97	2.12	3.338	0.0000212	29744.75
3	293	157.99	119.24	3.07	2.126	0.0007446	2332.41
4	388	297.03	231.68	3.54	2.297	0.0103468	952.71
5	622	148.27	109.59	2.83	1.929	0.0219502	2179.72
6	629	86.44	60.52	2.33	1.677	0.0044571	14597.70
7	677	69.71	47.45	2.12	1.620	0.0037564	460.87

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

A simulação de corredores entre a maior quantidade de fragmentos florestais (Figura 2), que apresentam melhores índices de VER, passa a ser uma estratégia que favorece o aumento das áreas de habitat com melhor qualidade para as espécies-focais.

A partir do mapa de manchas de habitats Source-Target podem ser simuladas muitas combinações entre todos os possíveis pares fonte-alvo ou escolher quais pares serão conectados em cada simulação, ocorrendo diferentes pontos de partida dentro dos trechos fonte-alvo em diferentes simulações (RIBEIRO *et al.,* 2017).

A proposta de corredor se baseou nas rotas que abrangessem o maior número de fragmentos escolhidos para simulação. Assim é possível favorecer a maior percolação do habitat. O mapa de superfície de resistência se baseia no quanto a paisagem facilita ou impede o movimento das espécies (permeabilidade da matriz), sendo que para cada classe de uso do solo foi atribuído um valor de resistência ao deslocamento da espécie-focal.

Esse mapa é gerado pela conversão das classes de uso e cobertura da terra em mapas de resistência ecologicamente significativos e, segundo Zeller, McGarigal & Whiteley (2012) e Mateo-Sánchez *et al*. (2015), deve refletir a capacidade de movimento da espécie na paisagem com base em aspectos comportamentais e fisiológicos, como gasto de energia, risco de mortalidade e vontade de atravessar um determinado uso da terra. O algoritmo de menor custo seleciona na superfície de resistência os valores de pixels mais baixos e que são ideais para definir a rota de corredor (RIBEIRO; SANTOS; RIBEIRO, 2015).

Os pixels com altos valores de resistência altos valores foram atribuídos para aquelas áreas, geralmente antropizadas, que oferecem maior resistência e correspondem a baixa probabilidade de movimento de uma determinada espécie na paisagem, e valores mais baixos correspondem a áreas com baixa resistência e com alta probabilidade de movimento, baseando-se nas premissas de Adriaensen *et al*. (2003).

Neste estudo foram gerados três mapas de resistência a partir do mapa de uso do solo do projeto MapBiomas (coleção 6), para o ano de 2020, com resolução de 30 metros, sendo resultante da classificação supervisionada de imagens Landsat, com escala de 1:250.000 (*https://mapbiomas.org/download*). Uma zona de amortecimento de 100 metros foi estabelecida para as áreas urbanizadas, incluindo a rodovia BR 110 que corta a bacia de norte a sul, considerando a existência de interferências antrópicas em seu entorno.

Os valores de resistência foram estabelecidos após consulta ao Professor Dr. Milton Ribeiro (UNESP), criador do software, e a Dra. Paloma Marques Santos, especialista em Xenarthra. As premissas de resistências assumidas neste estudo baseiam-se nos estudos de

Ribeiro *et al.* (2017), que por sua vez, assumiram padrões estabelecidos por Rayfield, Fortin e Fall (2010) e Pinto, Keitt e Wainright (2012). Estes autores mediram a eficiência da conectividade para espécies baseado na teoria dos grafos, e evidenciou que rotas de menor custo se revelam como influentes nos possíveis movimentos das espécies.

LSCORRIDORS modela a influência da matriz no comprimento, qualidade relativa e redundância de rotas de dispersão conectando manchas de habitat, estabelecendo caminhos alternativos com custos comparáveis, baseado em Pinto e Keit (2008) e Pinto, Keitt e Wainright (2012). Estes autores ampliaram a abordagem do caminho de menor custo com dois métodos da teoria dos grafos: a ferramenta Conditional Minimum Transit Cost (CMTC) e a ferramenta Multiple Shortest Paths (MSPs) (MSPs), visto que a criação de corredores contendo rotas alternativas de dispersão emergem quando habitat favorável é distribuído aleatoriamente no espaço, adaptando o algoritmo de um único caminho para múltiplas possibilidades.

Os caminhos traçados dependem da percepção da espécie para a qual será simulado o trajeto dos corredores, assumindo que os organismos podem sair e se mover em direção a qualquer local dentro das manchas e que diferentes espécies assumem riscos diferentes de se mover através de uma matriz de alto contraste, introduzindo uma variação estocástica nas simulações, cuja quantidade pode ser determinada pelo usuário (RIBEIRO *et al.,* 2017).

A simulação de corredores ecológicos funcionais pelo algoritmo de múltiplos caminhos pode ser realizada por quatro métodos diferentes usando as informações de cada pixel separadamente (Método MP), ou simulando corredores considerando o contexto da paisagem em diferentes extensões espaciais (Métodos MLmin, Mlavg e Mlmax), e diferentes influências da paisagem e parâmetros de estocasticidade (RIBEIRO *et al.,* 2017).

Para simular os cenários foram utilizados os métodos MP e ML (Mlmin, Mlavg e Mlmax) para as duas espécies da ordem Xenarthra, e apenas o método MP para a espécie hipotética generalista e florestal. O método MP é o mais simples para simulação, e considera apenas os pixels individuais dos mapas de resistência (RIBEIRO *et al.*, 2017). Os métodos ML (Mlmin, Mlavg e Mlmax) levam em consideração os pixels vizinhos influenciando um pixel central, considerando um raio em metros, que pode ser modificado pelo usuário (RIBEIRO *et al.,* 2017). O tamanho da janela na percepção da paisagem da espécie pode ser estimada a partir da capacidade de movimento ou tamanho da área de vida da espécie estudada (MCGARIGAL; ZELLER; CUSHMAN, 2016). Baseiam-se no pressuposto de que diferentes espécies podem ter-se adaptado às modificações da paisagem, podendo deslocar-se

através de uma matriz inferior para percorrer maiores distâncias para obtenção de recursos (RIBEIRO *et al*., 2017), admitindo a adaptabilidade das espécies. Os modelos então admitem que os animais possam se movimentar em diferentes manchas da paisagem, e que as espécies podem assumir determinados riscos ao atravessarem a matriz de resistência. Neste estudo, o nível de variabilidade da extensão espacial que pode influenciar cada pixel adicionado ao mapa de resistência de entrada foi 2,0, em cada simulação.

3.3 Outputs

Após traçar as rotas para os corredores é gerado um arquivo de saída, em formato de texto (txt) com os produtos da simulação, a saber: (i) nome do mapa de superfície de resistência, (ii) parâmetro de variabilidade definido pelo usuário, (iii) parâmetro de escala definido pelo usuário, (iv) método de modelagem, (v) número de simulação, (vi) manchas de origem e destino ligadas pelo corredor, (vii) comprimento do caminho simulado em metros, (viii) custo total do caminho simulado, (ix) a distância mínima (euclidiana) entre as manchas de origem e destino em metros e (x) as coordenadas geográficas inicial e final do trajeto (RIBEIRO *et al.,* 2017).

Mapas de corredores raster no formato 'tiff' são gerados para cada par de origem-destino (Source-Target). O LandScape Corridors soma todos esses mapas para criar um mapa final mostrando os valores de Índice de Frequência de Seleção de Rota (RSFI), ou seja, quantas das simulações de corredor passaram por cada pixel do mapa (RIBEIRO *et al.,* 2017). Os valores mais altos de RFSI indicam áreas (pixels) que são mais prováveis de serem usadas como corredores de acordo com os requisitos das espécies incluídas na superfície de resistência e são indicativos de possíveis locais para formação de corredores (RIBEIRO *et al.,* 2017).

3.4 Simulação de cenários para uma espécie generalista hipotética e duas espécies de mamíferos não-voadores da superordem Xenarthra

De acordo com Lima *et al.* (2017), a floresta Atlântica é uma das florestas mais ameaçadas, considerado hotspot de biodiversidade do mundo, e por concentrar diversa fauna endêmica de pequenos mamíferos, desperta grande preocupação para conservação de suas espécies.

Foram simulados três cenários, a saber: um cenário considerando uma espécie hipotética generalista, não voadora, florestal, e duas simulações para duas espécies de mamíferos (Mammalia: Xenarthra) ocorrentes na área, citadas por Araújo (2021) e avistamentos registrados por moradores locais (Anexos A e B), a saber: o tamanduá mirim, *Tamandua*

tetradactyla (LINNAEUS, 1758) e preguiça de coleira, *Bradypus torquatus* (ILLIGER, 1811), espécies que classificadas na lista vermelha de espécies ameaçadas de extinção respectivamente como Least Concern/ LC(menos preocupante) e Vulnerable/VU (IUNC, 2022).

A escolha das duas espécies da superordem Xenarthra deve-se por serem sensíveis à alteração da qualidade do habitat, endêmicas da Mata Atlântica, com capacidade limitada de deslocamento e uso da matriz devido à resistência oferecida aos fluxos biológicos, com indicação de espaçamento ótimo entre fragmentos, espécie especialista em termos de habitat e/ou recurso e abundância relativa baixa. Segundo Oshima *et al.* (2021) os mamíferos são componentes de grande relevância para a biodiversidade, que foram drasticamente afetados por ações antrópicas, mudanças climáticas e perda de habitats.

A área de estudo não possui trabalhos sobre densidade populacional e diversidade genética das populações locais, o que dificulta a avaliação do status de ameaça destas espécies. Entretanto, simular cenários para conservação destas populações reduz o risco de extinção local.

Ribeiro *et al.* (2017) apontam que os valores de resistência podem ser adaptados em decorrência das particularidades de cada paisagem. O Quadro 1 traz os valores de resistência para a bacia do Catu, adaptados para as espécies supracitadas conforme estabelecidos após a consulta aos especialistas como mencionado no tópico anterior. Vale ressaltar que conforme estabelecido por Ribeiro *et al.* (2017), podem ser estabelecidos pelo usuário conforme a especificidade das espécies utilizadas, podendo ser utilizado numa escala de 0 a 100 ou ainda acima deste valor, conforme adotado neste estudo em que o valor máximo foi 1.000.

Quadro 1 – Valores de resistência para uma espécie generalista hipotética, *Bradypus torquatus* (ILLIGER, 1811) e *Tamandua tetradactyla* (LINNAEUS, 1758)

Tipologia	Código MapBiomas	Espécie Generalista Florestal	*Bradypus torquatus* (ILLIGER, 1811)	*Tamandua tetradactyla* (LINNAEUS, 1758)
Floresta	3	1	1	1
Savana	4	5	50	1
Silvicultura	9	15	15	15
Campo alagado e áreas pantanosas	11	50	100	45
Formação campestre	12	50	100	20
Pastagem	15	80	900	100

Mosaico de Agricultura e Pastagem	21	80	900	100
Área urbanizada	24	999	999	999
Outras Áreas não vegetadas	25	999	999	999
Rios Lagos e Oceanos	33	999	400	999
Outras Lavouras temporárias	41	80	900	100

Fonte: Adaptado de Ribeiro *et al* (2017); Santos (2022).

Para simulação de corredores para a espécie generalista foi utilizado o método MP (RIBEIRO *et al.*, 2017), com 15 simulações de corredores para cada par de fragmentos, considerando a saída de diferentes pontos dentro dos fragmentos de origem. Para a *B. torquatus* (ILLIGER, 1811) e *T. tetradactyla* (LINNAEUS, 1758) foram geradas 10 simulações utilizando os métodos MP, MLmin, Mlavg e MLmax.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Simulação de corredores para uma espécie hipotética terrestre

Como espécies diferentes podem responder de modo diferente a uma estrutura de paisagem particular, a conectividade funcional é necessariamente específica da espécie e é comumente medida usando distâncias de dispersão estimadas, taxas de movimento através de diferentes categorias de cobertura da terra e outras interações ativas com diferentes tipos de habitat e com a matriz (CALABRESE; FAGAN, 2004, VOGT *et al*., 2009; WATTS; HANDLEY, 2010).

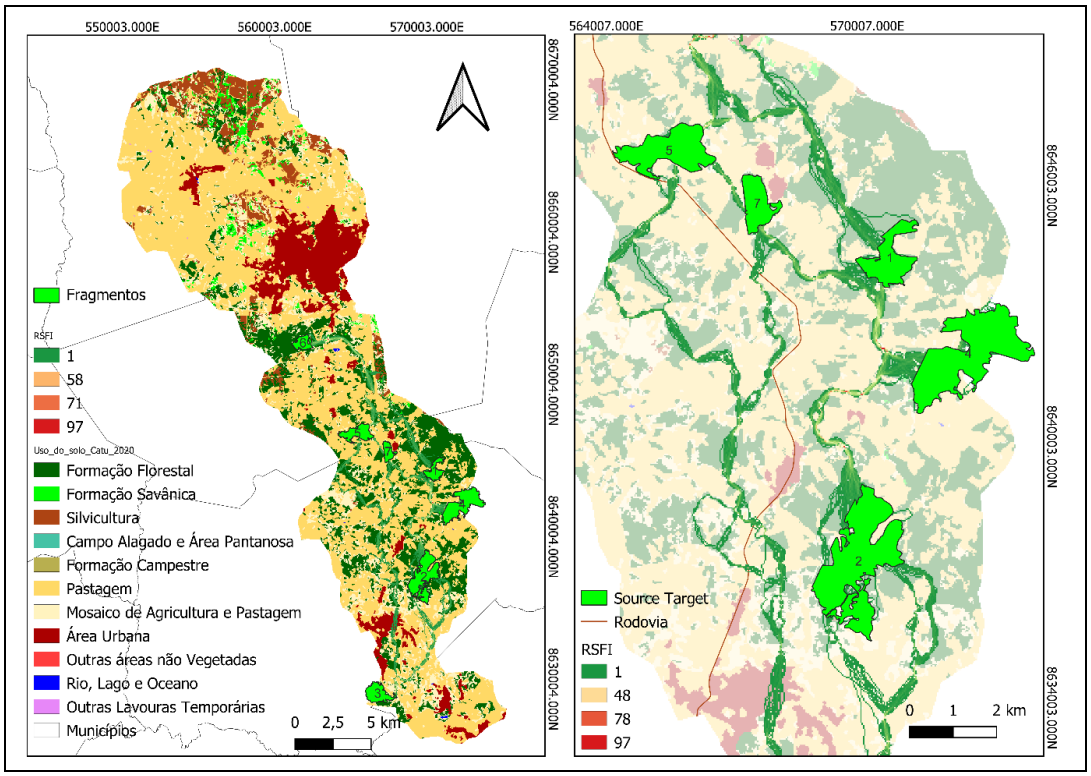
Quando planejado de modo adequado, conforme especificidades da espécie ou espécies focais, os corredores propiciam abrigo, proteção contra predação e aumento do fluxo gênico, essencial para garantir a variabilidade genética e a perpetuação das espécies.

Para a simulação de corredores para a espécie generalista hipotética foi utilizado apenas o método MP, levando em consideração apenas os pixels individuais, não sendo considerada a influência da paisagem. Esta escolha deve-se a que uma espécie generalista possui melhores possibilidades de deslocamento numa matriz complexa, e tem capacidade de tolerar níveis moderados de perturbação antrópica. Entretanto, a resistência de cada elemento da paisagem pode aumentar os custos de deslocamento em uma matriz inóspita. Neste sentido, considerou-se que a espécie não possui habitat preferencial, podendo se adaptar-se a uma matriz complexa.

O valor padrão do parâmetro de variabilidade foi 2·0, significando que o valor da resistência de cada pixel foi multiplicado por um valor aleatório no intervalo [1, x+ 1], representando a variabilidade ou propensão da espécie em usar rotas alternativas enquanto se deslocam pelas paisagens, de acordo Ribeiro *et al.* (2017).

A Figura 2, mostra possíveis corredores para a espécie hipotética generalista, florestal na bacia do Catu. Nesta simulação foram interligados fragmentos com classes de tamanho maiores e com baixa vulnerabilidade ecológica, mantendo a maior disponibilidade de habitat possível.

Figura 2 – Mapa de Resistência e simulação de corredores para a Espécie Generalista Hipotética.



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 9 de 1996, os corredores devem possuir largura mínima de 10% do seu comprimento total, não podendo ser inferior a 100 metros.

De acordo Samways, Bazelete e Pryke (2010), as funções dos corredores dependem das espécies, do ecótipo ou morfotipo considerado, além da escala espacial e temporal, e que os corredores funcionais devem ter como atributos condução, habitat e fonte.

Samways, Bazelete e Pryke (2010), compararam estudos que tratam sobre a dispersão de espécies de borboletas com corredores <50m e aqueles > 250m, e constataram que corredores estreitos servem apenas como elo de ligação entre os fragmentos, enquanto os corredores mais largos serviam como dispersores e fonte de recursos e habitat para as espécies estudadas, bem como para demais espécies de mamíferos que ocorrem na área.

Hess e Fischer (2001) citam outras funções dos corredores além da dispersão de espécies, a saber: condução, habitat, filtro, barreira, fonte e dreno. Corredores podem favorecer múltiplas espécies. Hess e Fischer (2001) afirmam que a maioria dos corredores desempenham mais de uma função, ainda que tenham sido planejados apenas com um único objetivo. Porém, um corredor pode servir como condutor para uma determinada espécie e barreira para outra.

Segundo Gregory *et al.* (2021), estruturas como rodovias, estradas e ferrovias são prejudiciais para os corredores ecológicos por impedirem a utilidade dos corredores, reduzindo áreas de habitat devido à quebra da linearidade dos fragmentos florestais. Também os valores altos de resistência em matriz urbana altamente modificada impedem a formação de corredores de florestas urbanas funcionais para aves, constituindo barreiras para as espécies (RIBEIRO; MELLO; VALENTE, 2021).

Na área de estudo, a existência de rodovia e ferrovia, paralelas, atravessando a paisagem de norte a sul, dividem a paisagem em duas partes. Assim, a configuração da paisagem pode ser um fator limitante para a simulação de corredores ecológicos em decorrência das barreiras e custos que a mesma oferece, principalmente diante das formas de uso e ocupação, devido ao algoritmo de menor custo que se baseia nos menores valores de resistência para estabelecer as melhores rotas de corredores (RIBEIRO *et al.*, 2017).

Albernaz *et al*. (2020) relatam em seu estudo que os tamanduás mirins são vítimas de acidentes que envolvem atropelamentos, sendo recorrente a necessidade de atendimento médico veterinário. Valadão, Bastos e de Castro (2018) apontam o Tamanduá mirim como o segundo animal mais registrado em seu estudo sobre atropelamento de fauna, atribuindo estes altos índices a sua lenta locomoção devido ao baixo metabolismo do animal.

Picolli *et al.* (2018) apontam os atropelamentos de fauna como um fator de impacto para a vida silvestre e, embora existam muitos estudos sobre o tema, há muitas informações ainda subestimadas. Ribas, Gontijo e Moura (2016) apontam a implantação de travessias de biodiversidade (Wildlife Crossings), possibilitando o fluxo de animais entre os habitats, como uma possibilidade para minimizar os atropelamentos da fauna silvestre.

De acordo com Rangel e Neiva (2013), os cães domésticos ameaçam a fauna nativa devido a sua eficiência para predação, podendo matar, causar deslocamento e perseguir as espécies nativas que, por sua vez, também podem causar a morte destes animais. Neste estudo, os corredores atravessam estradas e áreas urbanas não foram consideradas, no total, 90 simulações; assim, os fragmentos de números 3 e 6 ficaram isolados.

Embora a fragmentação seja mais drástica em estradas largas e duplas, a maioria dos mamíferos evitam a travessia em pequenas estradas, mesmo com pouco fluxo e movimento, com menos de 100 veículos por dia (GREGORY *et al.,* 2021).

As implicações das estradas no movimento dos animais também são aplicadas para as ferrovias. Este impedimento de movimento impacta diretamente a flora, pois o movimento de

algumas plantas depende dos animais para o transporte de seus propágulos (GREGORY *et al.,* 2021).

4.2 Simulação de corredores para Tamandua tetradactyla (LINNAEUS, 1758)

O *T. tetradactyla* (LINNAEUS, 1758), conhecida popularmente como tamanduá-mirim, distribui geograficamente na América do Sul no Brasil, Venezuela, Argentina e Uruguai (SANTOS *et al*., 2019). No Brasil, ela ocorre em todos os biomas, inclusive em ambientes de manguezal e Caatinga, bioma exclusivamente brasileiro (OHANA *et al.*, 2015; OLIVEIRA *et al.*, 2017). A ocorrência desta espécie na área foi descrita por Araújo (2021), além de avistamentos com registros fotográficos pela comunidade local.

São animais insetívoros, portanto, sua alimentação é baseada em insetos, mais especificamente composta por cupins e formigas. Seu compartimento gástrico é caracterizado por um estômago ligado a uma cavidade sacular e com uma pequena curvatura. Estes animais podem buscar os alimentos no chão e árvores, assim é possível que tenham acesso aos copizinheiros arbóreos (PINHEIRO *et al*., 2014; OHANA *et al*., 2015).

Para o *T. tetradactyla* (LINNAEUS, 1758) foram simulados 840 percursos, considerando os métodos MP, MLmin, MLavg, MLmin, sendo excluídas 240 simulações por atravessarem áreas urbanas, restando 600 simulações.

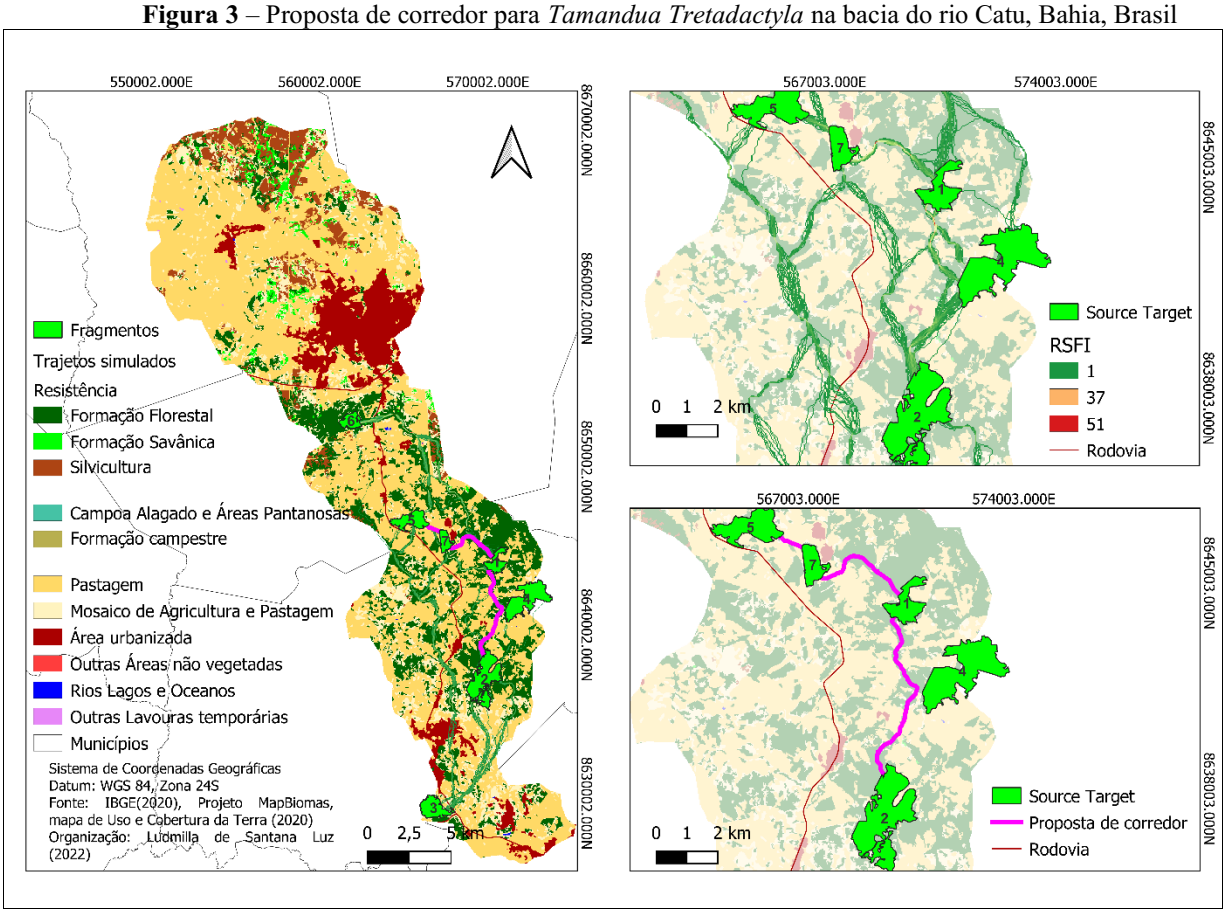
As áreas urbanas da bacia representam 9,33%, embora este valor não seja expressivo com relação às demais classes de uso do solo, esta apresenta uma tendência crescente, em detrimento das áreas florestais. Ainda que esta porcentagem seja considerada pequena, nota-se que mesmos os melhores percursos simulados estão próximos de áreas com influência urbana.

A proximidade entre os fragmentos por facilitar o fluxo gênico sendo um componente na dinâmica das populações (SILVA *et al.*, 2011). Portanto, incluir dados sobre o limite de dispersão das espécies em estudos sobre a conectividade pode ser um instrumento essencial para construir corredores entre os habitats (EDELSPARRE; HAHID; FITZPATRICK, 2018). No caso do Tamanduá Mirim, este tem uma área média de vida em torno de 2.000 km² e percorre durante um dia, em média, 3 km, segundo Ohana *et al*. (2015), sendo que a distância média entre os fragmentos da bacia do Catu é de 3,02 km.

O menor custo (86.75 Adim), foi encontrado para o método MLmax ligando o par fragmentos 2-5, com comprimento de 13,74 km (Figura 2). Neste sentido, a existência de corredores pode proporcionar melhores condições de deslocamento entre os fragmentos para esta espécie. As rotas dos corredores com os maiores valores de Índice de Frequência de

Seleção de Rota (RSFI), ou seja, quantas das simulações de corredor passaram por cada pixel do mapa, permite selecionar os melhores corredores.

Figura 3 – Proposta de corredor para *Tamandua Tretadactyla* na bacia do rio Catu, Bahia, Brasil



Fonte: elaborado pela autora (2022).

A distância total do corredor é considerada superior à média percorrida pelo animal durante o seu percurso diário. Entretanto, a implantação de um corredor poderia possibilitar melhores condições para travessia desta espécie, fornecendo abrigo, proteção e recursos como água e alimentos, evitando que o animal atravesse numa matriz inóspita, o que pode representar um grande risco para vida deste animal.

Quanto a resistência da matriz, a área de pastagem pode ser inóspita para algumas espécies, como é o caso do tamanduá mirim, na bacia do Catu estas áreas representam 51,62% da paisagem. Segundo Ribeiro, Mello e Valente (2021), áreas agrícolas e outras áreas antropizadas podem apresentar valores de resistência altos quando comparados a áreas naturais, como as áreas ribeirinhas. Outras áreas, embora não sejam totalmente urbanizadas, podem apresentar riscos para alguns grupos de animais, como as áreas de pastagem, que oferecem grandes riscos de mortalidade por cães domésticos ou captura por caçadores. De acordo com Rangel e Neiva (2013), os cães domésticos ameaçam a fauna nativa devido a sua

eficiência para predação, podendo matar, causar deslocamento e perseguir as espécies nativas que, por sua vez, também podem causar a morte destes animais.

Para a espécie *T. tetradactyla* (LINNAEUS, 1758), a matriz de pastagem é um fator preocupante, mas segundo Carneiro, Bernini e Silva (2013), as pastagens apresentam menores barreiras na implantação dos corredores ecológicos. Neste sentido, lançar mão de desenhos de paisagens que integrem a classe de pastagem e corredores ecológicos pode ser uma estratégia de conservação. A utilização dos limites das cercas em propriedades rurais pode ser um grande exemplo desse tipo de desenho sustentável em paisagens modificadas pelo homem, bem como a implantação de sistemas agroflorestais.

De acordo com Sibelet *et al.* (2017), ainda que as áreas produtivas e conservação estejam em lados opostos, é possível elaborar estratégias integrativas entre conservação e produção numa mesma área, sendo possível ainda a introdução de práticas de uso da terra que possam contribuir com a biodiversidade.

Mudanças no uso da terra podem surgir na paisagem ao longo do tempo e a espécie precisará se adaptar (DINIZ *et al.,* 2018). A dinâmica temporal da paisagem ao longo de 20 anos, apresentada no capítulo 1, mostrou a diminuição da quantidade de habitat florestal. Como esta espécie pode se dispersar tanto em áreas florestais quanto em áreas abertas, estes habitats podem aumentar a capacidade de percolação em determinados pontos da bacia.

Lazarus e McGill (2014) propuseram um modelo capaz de determinar a capacidade de percolação de espécies em áreas perturbadas, sendo possível que rotas sejam totalmente conectadas, desde que a perturbação seja inferior a 41%. Entretanto, os autores afirmam que mesmo para espécies com capacidade de se dispersar em distâncias maiores não irá conseguir atravessar em paisagens com taxas de perturbação superiores ao limiar de percolação.

Outra possibilidade, como apontam Diekötter, Billeter e Crist (2008) seria o aumento do tamanho das manchas florestais na paisagem, melhorando a conectividade entre os fragmentos que unidos por corredores, os mesmos estão localizados no município de Catu. Ademais, aumentar as áreas dos fragmentos florestais inseridos em toda bacia aumentaria as áreas de habitats para diferentes espécies.

4.3 Simulação de corredores para Bradypus torquatus (ILLIGER,1811)

Esta espécie se distribui exclusivamente no Brasil, especificamente no litoral no Bioma Mata Atlântica, ocorre nos estados do Espírito Santo, Bahia, Sergipe e Rio de Janeiro (CHIARRELO *et al*., 2015; SANTOS *et al.,* 2019). A espécie predomina em florestas ombrófilas densas (80%) a 1.290 metros do nível do mar e 79% abaixo de 200 metros de

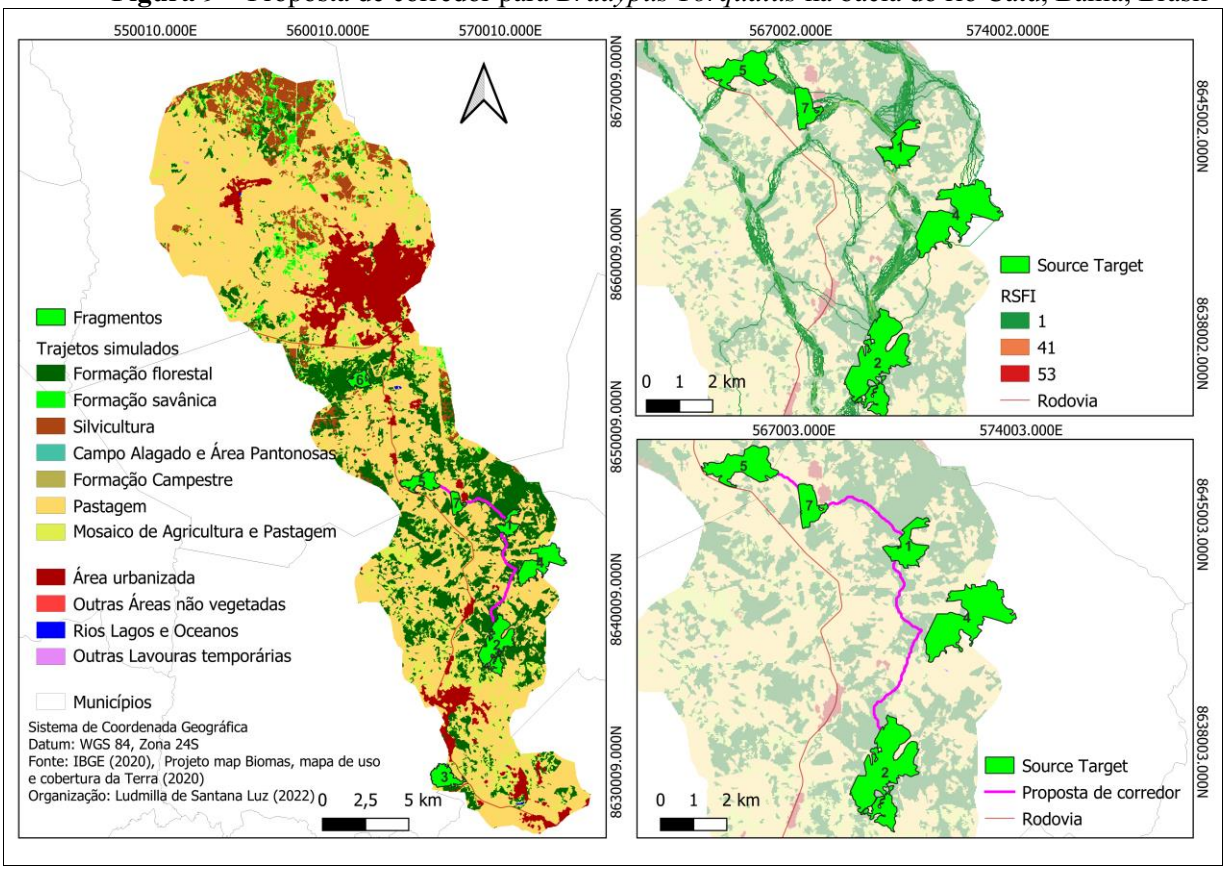
altitude (HIRSCH; CHIARELLO, 2012). A União Internacional para Conservação da Natureza (IUNC) aponta que cinco espécies de Xenarthrans correm risco de extinção, entre elas a *B. torquatus* (preguiça-de-coleira) (SANTOS *et al.,* 2019).

Trata-se de uma espécie arborícola e de baixo metabolismo, passa a maior parte do tempo em repouso nas copas das árvores, possuem deslocamento muito lento e para realizá-los utilizam as extremidades dos galhos das árvores e como ponte para travessia fazem uso das lianas (CASSANO, 2006).

Para a preguiça de coleira, *Bradypus torquatus* (ILLIGER,1811), foram simulados 840 percursos possíveis, considerando os métodos MP, MLmin, MLavg, MLmin, sendo excluídas 240 simulações por atravessarem áreas urbanas, restando 600 percursos possíveis. O motivo para exclusão das áreas refere-se aos custos de travessias por áreas urbanas e rodovias, visto a baixa capacidade de deslocamento desta espécie por áreas não florestais.

Os menores custos encontrados foram para o método MLmax e Mlmin, para o par *Source Target* 2-5. O menor custo encontrado para esta espécie foi 67.268 (Adim) para o método Mlmax comprimento de 13,86 km (Figura 4).

Figura 9 – Proposta de corredor para *Bradypus Torquatus* na bacia do rio Catu, Bahia, Brasil



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Por ser uma espécie estritamente florestal, o deslocamento em áreas florestais fragmentadas precisa ser analisado sob o ponto de vista da sua relação com a quantidade de habitats disponíveis numa paisagem. Além disso, a capacidade de dispersão das espécies possui relação direta com a conectividade e redução de habitat, podendo, à medida em que ocorre a perda de habitat haver a redução da conectividade, atingindo um limiar quando a perda de conectividade atinge 30% de uma paisagem (EDELSPARRE; SHAHID; FITZPATRICK, 2018), podendo ser considerada como um fator condicionante para o deslocamento das mesmas. Na bacia do rio Catu, o habitat florestal ocupa somente 19% da área da bacia.

Na área de estudo, as florestas se encontram altamente fragmentadas, com 74,36% dos fragmentos com menos de 5 hectares, e muitos destes fragmentos podem conter apenas área de borda. Esta redução das áreas florestais favorece o aumento das distâncias entre fragmentos maiores e dificulta o processo de dispersão das espécies florestais, até mesmo para aquelas com ampla distribuição.

A preguiça de coleira desloca-se em média entre 0m e 335m e sua área de vida varia entre 0,44 e 5,73 m ou Km, conforme aponta Cassano (2006). A distância média entre os fragmentos é de 3,02 km. Contudo, a distância necessária para o corredor é considerada superior à média de deslocamento pelo animal durante o seu percurso diário.

Conforme citam Luque, Saura e Fortin (2012), a conectividade atualmente é unanimemente discutida em planos para restauração que visam viabilidade e diversidade dos ecossistemas com escalas espaciais que sejam compatíveis fonte a perturbação em que as mudanças da paisagem afetam a dispersão e viabilidade das espécies.

Conforme cita Barreto (2008) o hábito arborícola estrito da preguiça de coleira a torna dependente do estrato superior da floresta para realizar suas atividades como a sobrevivência, forrageamento e reprodução, assim as manchas florestais e suas características influenciam nas estratégias de conservação.

O isolamento e a vulnerabilidade dos fragmentos da bacia são determinantes para possibilidade de deslocamento da preguiça de coleira, bem como a crescente substituição das áreas de florestas naturais por monoculturas de *Eucalyptus* spp. que nos últimos anos tem expandido sua área, sobretudo ao sul da bacia onde os fragmentos utilizados para a simulação estão inseridos.

Atrelado a substituição das áreas naturais, a predominância de pequenos fragmentos é considerada um agravante para a B. *torquatus* uma vez que é necessária uma boa estrutura

florestal para suporte e manutenção da mesma. Conforme citam Arroyo-Rodríguez *et al*. (2020) para que espécies focais persistam numa paisagem é necessário pelo menos 30% de áreas florestais, contudo para espécies florestais seria ideal pelo menos 40%, reduzindo o risco de extinção das espécies em pelo menos 50%.

O grande número de pequenos fragmentos florestais não é exclusividade da área de estudo. Conforme aponta Pirovani *et al.* (2014), é comum na Mata Atlântica paisagens com grande quantidade de pequenos fragmentos. Neste sentido, o arranjo espacial de uma paisagem altamente diversificada como a bacia do Catu pode dificultar a implantação de um corredor para esta espécie, ainda que esta seja uma alternativa viável para conservação da preguiça de coleira. Entretanto, estratégias como o enriquecimento de conservação e manutenção como permanência dos fragmentos florestais existentes na área tornam-se grandes aliados no manejo desta espécie.

A grande quantidade de pequenos fragmentos pode influenciar negativamente nos processos ecológicos, uma vez que estes não oferecem qualidade de habitat e quantidade suficientes, além do isolamento de pequenas populações, podendo ocasionar eventos como a endogamia que reduz a variabilidade genética da espécie. Assim, há a possibilidade dos pequenos fragmentos servirem de *step stones* para travessia de um fragmento para outro, entretanto, estes fragmentos podem não oferecer condições adequadas de habitat para estes animais permanecerem. Muitas vezes, pode se tornar a única opção de deslocamento para estes animais.

Por outro lado, os corredores estão inseridos em alguns trechos de Áreas de Preservação Permanente (APP), indicadas pela base de dados do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR), o que corrobora com a mitigação de impactos nessas áreas prioritárias, uma vez que a obrigatoriedade de áreas protegidas para conservação dos recursos hídricos também favorece a conservação da biodiversidade por serem elementos de conectividade na paisagem (ZIMBRES, 2016). Conforme apontam Carneiro Bernini e Silva (2013), os corredores inseridos em áreas de APP aumentam as possibilidades das populações, pois são responsáveis pelo aumento da cobertura florestal que consequentemente aumenta a chance de criação de novos habitats.

Neste sentido, Silva *et al.* (2011) apontam que não apenas o tamanho do corredor, mas também a sua posição irá definir a disponibilidade de recursos nos fragmentos florestais, o aumento da riqueza de espécies bem como a complexidade das relações intra e interespecíficas entre as espécies.

A proposta de corredor se baseou nas rotas que abrangessem o maior número de fragmentos escolhidos para simulação e no RFSI, favorecendo um aumento das áreas de habitat com melhor qualidade. No entanto, a matriz de pastagem está presente nos melhores trajetos encontrados, e como as espécies possuem valores de resistências diferentes, apesar do aumento na conectividade, os custos serão diferentes quando consideramos as espécies focais.

Segundo Liu *et al*. (2014), estimativas da capacidade de dispersão e habilidade de movimento da espécie são necessárias para medir a conectividade funcional, entretanto, dados de campos sobre a biologia destas espécies podem ser difíceis de serem adquiridos.

O isolamento entre os fragmentos florestais não é medido apenas pela distância, ele também é medido pela configuração da paisagem e a permeabilidade da matriz (Lopes, 2009). Neste sentido, o arranjo espacial da paisagem também é um fator de impacto, pois expõe as espécies aos efeitos de borda. De acordo com Lopes (2009) quando maior a sinuosidade do fragmento maior será sua área de contato com a matriz, com diferentes estágios sucessionais ou áreas urbanas.

A permeabilidade da matriz é um importante elemento a ser considerado para dispersão de espécies, como a preguiça de coleira, pois, a matriz antropizada pode ser considerada barreira em virtude dos custos de deslocamento do ponto de vista focal deste animal. A matriz de pastagem da bacia do Catu, dificulta as simulações dos percursos para a preguiça de coleira uma vez que oferecem maior resistência.

Na bacia do rio Catu, a matriz é composta predominantemente por pastagem, o que pode ser um fator de impacto negativo para dispersão da espécie uma vez que áreas abertas representam risco para a espécie. De acordo com Santos (2014), áreas com matriz de pastagem relativamente extensas são também desfavoráveis para manutenção de espécies de pequenos mamíferos.

Conforme cita Ribeiro (2022), a preguiça de coleira evita travessias por áreas abertas devido às suas características fisiológicas, especialmente áreas urbanas com permeabilidade baixa, sendo que as áreas com pequenos fragmentos florestais mais adequadas para este animal (RUDOLPHO, 2020). Ao tentarem travessias por áreas abertas, estes animais ficam vulneráveis a ataques por cães *Canis lupus familiaris* (Cão doméstico) (SANTOS, 2015). Neste sentido, o planejamento de cenários sustentáveis como a implantação de sistemas agroflorestais, programas de Educação Ambiental para conservação da biodiversidade local, bem como o enriquecimento e manutenção de fragmentos florestais com vistas à conservação dos mesmos.

5.CONSIDERAÇÕES FINAIS

O requerimento ecológico de cada espécie por habitat deve ser um critério para elaboração de cenários para corredores ecológicos, estabelecendo a conectividade funcional baseada nos custos de deslocamento na matriz (ou não habitat) e a sua qualidade.

A quantidade de habitat e permeabilidade da matriz irão condicionar a persistência de diferentes espécies numa paisagem antrópica e suas condições são o ponto de partida para propor ações para conservação da biodiversidade local.

A simulação de cenários para *B. torquatus* e *T. tetradactyla*, evidenciou a vulnerabilidade para ambas as espécies persistirem na paisagem de matriz antrópica da bacia do Catu, demonstrados pelos custos e comprimentos dos corredores que superam os valores da capacidade de deslocamento diário de ambas as espécies. Ademais, as simulações estão inseridas em áreas de pastagem

É importante considerar que cada espécie terá um custo para deslocar numa mesma matriz, e os corredores não devem ser entendidos como a única opção de sucesso para sobrevivência de todas as espécies de uma determinada área.

A permeabilidade da matriz se relaciona diretamente com os custos que a mesma oferece para a espécie. Porém, a matriz não deve ser analisada somente sob o ponto de vista de barreira e seus custos para a espécie focal, ela também pode ser analisada em diferentes aspectos como a sua tipologia e entorno, bem como a sua influência na capacidade de percolação das espécies. Nesta perspectiva, os corredores devem ser implantados aliados com caminhos que possam mitigar os custos de deslocamento para as espécies tornando-se uma ferramenta de promoção da biodiversidade.

Por ser a forma de uso predominante na bacia do rio Catu, a matriz de pastagem pode constituir uma barreira para a *B. torquatus e T. tetradactyla*. Além disso, os fragmentos conectados possuem forma irregular, muito complexa, altamente expostos ao efeito de borda, constituindo habitat desfavorável para as espécies estudadas.

Ainda que esta análise seja para fins de viabilidade de implantação, ela deve ser considerada como um instrumento possível para ações de manejo para conservação da biodiversidade local.

Conclui-se que a utilização de softwares como *Ls Corridors*, possibilitam a integração de mapas de uso e cobertura da terra e descritores estruturais da paisagem auxiliam na simulação de cenários e na avaliação das possibilidades de rotas para corredores, bem como

os custos que envolvem as travessias para as espécies focais. Salienta-se que a localização dos corredores próximos ou em áreas de APP é uma estratégia eficiente para conservação da biodiversidade local.

REFERÊNCIAS

ADRIAENSEN, F.; CHARDON, J.P.; BLUST, G.de.; SWINNEN, E.; VILLALBA, S.; GULINCK, H.; MATTHYSEN, E. The application of 'least-cost'modelling as a functional landscape model. **Landscape and urban planning**, v. 64, n. 4, p. 233-247, 2003.

ALBERNAZ, I. L. X.; SILVA, D.B. DA.; LOULY, C. C.B.; SANTOS, A.DA. S.; GOMES, A.L.; CARDOSO, J. R.; SILVA, M. S. DE. B. E.; MENDONÇA, A. C. Análise histomorfológica dos linfonodos superficiais do tamanduá-mirim (tamandua tetradactyla, linnaeus, 1758). **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 1, p. 2369-2374, 2020.

ALMENAR, J. B.; BOLOWICH, A.; ELLIOT, T.; GENELETTI, D.; SONNEMANN, G.; RUGANI, B. Assessing habitat loss, fragmentation and ecological connectivity in Luxembourg to support spatial planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 189, p. 335-351, 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS– ANA. **Rede de drenagem**. 2020. Disponível em: https://www.gov.br/ana/pt-br. Acesso em: 04 mai.2021.

AUFFRET, A. G.; PLUE, J.; COUSINS, S. A. O. The spatial and temporal components of functional connectivity in fragmented landscapes. **Ambio**, v. 44, n. 1, p. 51-59, 2015.

AUFFRET, A. G. *et al*. Plant functional connectivity–integrating landscape structure and effective dispersal. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 6, p. 1648-1656, 2017.

ARAUJO, Vagner Viana de. **Fauna de Vertebrados das Áreas Remanescentes de Floresta Atlântica do município de Alagoinhas – Bahia**. 2021. 44f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas). Disponível em: http://hdl.handle.net/20.500.11896/3134. Acesso em out. 2021.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.*et al*. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology letters**, v. 23, n. 9, p. 1404-1420, 2020.

BANCO DE INFORMAÇÕES AMBIENTAIS – BDIA. 2020. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/geologia/23382-banco-de-informacoes-ambientais.html?=&t=acesso-ao-produto. Acesso em: 04 mai. 2021.

BARRETO, Rebeca Mascarenhas Fonseca. Uso do hábitat por preguiças-de-coleira *Bradypus torquatus* Illiger 1811, no sul da Bahia, Brasil. **Mastozoología Neotropical**, v. 15, n. 2, p. 360-361, 2008.

BEIER, P.; SPENCER, W.; BALDWIN, R. F.; MCRAE, B. H. Toward best practices for developing regional connectivity maps. **Conservation Biology**, v. 25, n. 5, p. 879-892, 2011.

BERGALLO, H.G.; ROCHA, C.F.D.; ALVES, M.A.S.; SLUYS, V. M. 2000. **A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro.** EdUERJ, Rio de Janeiro.

BISHOP, M. J. *et al*. Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 492, p. 7-30, 2017.

BUNN, A. G.; URBAN, D.L.; KEITT, T. H. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. **Journal of environmental management**, v. 59, n. 4, p. 265-278, 2000.

CALABRESE, J.M.; FAGAN, W. F. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 10, p. 529-536, 2004.

CALAÇA, Analice Maria. **A utilização da paisagem fragmentada por mamíferos de médio e grande porte e sua relação com a massa corporal na região do entorno de Aruanã, Goiás**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evoluação) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia-Goias. 2009.109.f.

CARNEIRO, B.M.; BERNINI, H; SILVA, A. G. Perspectivas de conexão entre fragmentos florestais do Corredor Ecológico Burarama-Pacotuba-Cafundó, na Mata Atlântica do Espírito Santo, através de recomposição de Áreas de Proteção Permanente de cursos d'água. **Natureza on line**, v. 11, n. 1, p. 20-28, 2013.

CASSANO, Camila Righetto. **Ecologia e conservação da preguiça-de-coleira (Bradypus torquatus Illiger, 1811) no sul da Bahia**. 2006. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Federal de Santa Cruz, Ilhéus, BA. 127f.

CATAPANI, Mariana Lobão. **Comportamento de Tamandua- mirim, *Tamandua tetradactyla* (Linnaeus, 1758) (Pilosa, Myrmecophagideae) em condições de cativeiro**: implicações ao bem-estar. 2011. Dissertação (Ciências Biológicas e da Saúde).65f.

CHIARELLO, A. G. Diet of the Atlantic forest maned sloth Bradypus torquatus (Xenarthra: Bradypodidae). **Journal of Zoology**, v. 246, n. 1, pág. 11-19, 1998.

CHIARELLO, A.G.; MIRANDA, F.R.; XAVIER, G.A.A.; MORAES-BARROS, N. &VAZ, S.M. 2015. **Avaliação do Risco de Extinção de *Bradypus torquatus* Illiger, 1811. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira**. ICMBio.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 1996. Resolução CONAMA nº 9 de 1996. **Estabelece a Largura Mínima de Corredor Entre Remanescentes como a Faixa de Cobertura Vegetal Existente Entre Remanescentes de Vegetação.** CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE– CONAMA, Brasil.

DELSUC, F.; SCALLY, M.; MADSEN, O.; STANHOPE, M. J.; JONG, W. W.de.; CATZEFLIS, F.M.; SPRINGEr, M. S. DOUZERY, E. J.P.Molecular phylogeny of living xenarthrans and the impact of character and taxon sampling on the placental tree rooting. **Molecular biology and evolution**, v. 19, n. 10, p. 1656-1671, 2002.

DIEKÖTTER, T; BILLETER, R; CRIST, T.O. Effects of landscape connectivity on the spatial distribution of insect diversity in agricultural mosaic landscapes. **Basic and Applied Ecology**, v. 9, n. 3, p. 298-307, 2008.

DINIZ, M. F.; MACHADO, R.B.; BISPO, A. A.; M. JUNIOR, P. de. Can we face different types of storms under the same umbrella? Efficiency and consistency of connectivity umbrellas across different patchy landscape patterns. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 11, p. 1911-1923, 2018.

EDELSPARRE, A.H.; SHAHID, A; FITZPATRICK, M.J. Habitat connectivity is determined by the scale of habitat loss and dispersal strategy. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 11, p. 5508-5514, 2018.

EISENBERG, J.F.; K.H. RERDFORD. 1999. **Mammals of the Neotropics. The Central Neotropics V. 3.: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil.** University of Chicago Press, Chicago. 609 p.

GRASS Software, Version 7.0. **Open Source Geospatial Foundation**. Electronic document:. http://grass.osgeo.org.

GIBB, G. C.; CONDAMINE, F. L.; KUCH, M.; ENK, J.; MORES-BARROS, N.;SUPERINA , M.; POINAR, H. N.; DELSUC, F. Shotgun mitogenomics provides a reference phylogenetic framework and timescale for living xenarthrans. **Molecular Biology and evolution**, v. 33, n. 3, p. 621-642, 2016.

GREGORY, A.; SPENCE, E.; BEIER, P.; GARDING, E. Toward best management practices for ecological corridors. **Land**, v. 10, n. 2, p. 140, 2021.

HAYSSEN, Virginia. Tamandua tetradactyla (Pilosa: Myrmecophagidae). **Mammalian Species**, v. 43, n. 875, p. 64-74, 2011.

HESS, G. R.; FISCHER, R.A. Communicating clearly about conservation corridors. **Landscape and urban planning**, v. 55, n. 3, p. 195-208, 2001.

HIRSCH, A; CHIARELLO, A. The endangered maned sloth Bradypus torquatus of the Brazilian Atlantic forest: a review and update of geographical distribution and habitat preferences. **Mammal Review**, v. 42, n. 1, p. 35-54, 2012.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE'S- IUCN. 2022. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2022-1. Disponível: https://www.iucnredlist.org. Acesso: em 22 set. 2022.

LALIBERTÉ, J.; ST-LAURENT, M.H. Validation of functional connectivity modeling: The Achilles' heel of landscape connectivity mapping**. Landscape and Urban Planning,** v. 202, p. 103878, 2020.

LAPOINT, S.; BALKENHOL, N.; HALE, J.; SADLER, J.; REE, R V. D. Ecological connectivity research in urban areas. **Functional Ecology**, v. 29, n. 7, p. 868-878, jul. 2015.

LARA-RUIZ, P; CHIARELLO, A.G. Life-history traits and sexual dimorphism of the Atlantic forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). Journal of **Zoology**, v. 267, n. 1, pág. 63-73, 2005.

LARA-RUIZ, P.; CHIARELLO, A. G.; SANTOS, F. R. Extreme population divergence and conservation implications for the rare endangered Atlantic Forest sloth, Bradypus torquatus (Pilosa: Bradypodidae). **Biological conservation**, v. 141, n. 5, p. 1332-1342, 2008.

LAZARUS, E. D.; MCGILL, B.J. Pushing the pace of tree species migration. **PloS one**, v. 9, n. 8, p. e105380, 2014.

LIMA, F. *et al*. ATLANTIC-CAMTRAPS: a dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America. **Ecological Society of America-ESA**.Volume 98, número 11, novembro 2017.

LIU, S.; DONG, Y.; DENG, L.; LIU, Q.; ZHAO, H.; DONG, S. Forest fragmentation and landscape connectivity change associated with road network extension and city expansion: A case study in the Lancang River Valley. **Ecological Indicators**, v. 36, p. 160-168, 2014.

LOPES, Namana Santos. **Análise da Paisagem com Base na fragmentação, visando a formação De Corredores Ecológicos na APA Pratigi, Baixo Sul da Bahia**.2009. 113f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus-BA.

LUQUE, S; SAURA, S; FORTIN, M.J. Landscape connectivity analysis for conservation: insights from combining new methods with ecological and genetic data. **Landscape ecology**, v. 27, n. 2, p. 153-157, 2012.

MADSEN, O. *et al*. Parallel adaptive radiations in two major clades of placental mammals. **Nature**, v. 409, n. 6820, p. 610-614, 2001.

MCRAE, B. H.; DICKSON, B. G.; KEITT, T. H; SHAH, V. B. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. **Ecology**, v. 89, n. 10, p. 2712-2724, out. 2008.

MCGARIGAL, K.; ZELLER., K. A.; CUSHMAN, S. A. Multi-scale habitat selection modeling: introduction to the special issue. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 6, p. 1157-1160, 2016.

MEDRI, I.; MOURÃO, G.M.; RODRIGUES, F.H.G. Ordem pilosa. **Mamíferos do Brasil**, v. 2, p. 91-106, 2011.

MATEO-SÁNCHEZ, M.C.; BALKENHOL, N.; CUSHMAN, S.; PEREZ, T.;DOMÍNGUEZ, S.; SAURA, S. A comparative framework to infer landscape effects on population genetic structure: are habitat suitability models effective in explaining gene flow?. **Landscape Ecology**, v. 30, n. 8, p. 1405-1420, 2015.

MORAES-BARROS, N. de.; SILVA, J.A.B.; MIYAKI, C. Y.; MORGANTE, J.S. Comparative phylogeography of the Atlantic forest endemic sloth (Bradypus torquatus) and the widespread three-toed sloth (Bradypus variegatus)(Bradypodidae, Xenarthra).**Genetica**, v. 126, n. 1, p. 189-198, 2006.

NOWAK, Ronald M.; WALKER, Ernest Pillsbury.**Walker's Mammals of the World**. JHU press, 1999.

OHANA, J.A.B.; BERTASSONI, A.; MIRANDA, F. R.; MOURÃO, G. de. M.; MIRANDA, G. H. B. de.; COSTA, J. F.; SILVA, K. F. M. da.; FARIA-CORRÊA, M. de. A.; BELENTA

NI, S. C. da. S. **Avaliação do Risco de Extinção de *Tamandua tetradactyla* (Linnaeus, 1758) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira**. ICMBio. 2015.

OLIVEIRA, G. M. B.; MARTINS, T.F.; PEREIRA, L. C. M.; NICOLA, P.A.; HORTA, M. C. Occurrence of ticks in *Tamandua tetradactyla* (Linnaeus, 1758) in Caatinga biome, northeastern Brazil. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 69, n. 4, p. 865-869, 2017.

OSHIMA, J. E. F. *et al*. Setting priority conservation management regions to reverse rapid range decline of a key neotropical forest ungulate. **Global Ecology and Conservation**, v. 31, p. e01796, 2021.

PASSAMANI, M.; MENDES, S.L. 2007. **Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado do Espírito Santo**.IPEMA (Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica), Vitória. 140p.

PICCOLI, R. J.; SANTOS, D. H. C. dos; PELVSKI, M.; CARVALHO, A. L. de. Pneumotórax fechado em tamanduá mirim (Tamandua tetradactyla). **Acta Scientiae Veterinariae**, v. 46, p. 5, 2018.

PINDER, L. Body measurements, karyotype, and birth frequencies of Maned Sloth *(Bradypus torquatus)*, **Mammalia**, vol. 57, no. 1, 1993, pp. 43 48.

PINHEIRO, A. C. O.; LIMA, A, R.; CARVALHO, A.F.; PEREIRA, L.C.; BRANCO, E. Aspectos morfológicos macro e microscópicos do estômago de tamanduá-mirim (Tamandua tetradactyla). **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 66, p. 1089-1096, 2014.

PINTO, N.; KEITT, T.H. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. **Landscape Ecology**, v. 24, n. 2, p. 253-266, 2008.

PINTO, N.; KEITT, T, H.; WAINRIGHT, M. LORACS: JAVA software for modeling landscape connectivity and matrix permeability. **Ecography**, v. 35, n. 5, p. 388-392, 2012.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A.S; BARROS, C.S. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: **Biologia da Conservação: Essências. São Carlos, São Paulo, Brazil**, p. 231-260, 2006.

PIROVANI, D.B.; SILVA, A. G. da.; SANTOS, A. R. dos.; CECÍLIO, R. A.; Gleriani, J. M.; MARTINS, S.V. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, p. 271-281, 2014.

QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2021. QGIS 3.20. **Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project**. Disponível: http://qgis.osgeo.org. Acesso em 27 jun. 2021.

RANGEL, C. H.; NEIVA, C.H. M.B. Predação de vertebrados por cães Canis lupus F. Familiaris (Mammalia: Carnivora) no Jardim Botânico do Rio de Janeiro. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, n. 2, p. 261-269, 2013.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELA, J.; OENSUU, E.; SIITONEN, M.The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity & Conservation**, v. 7, n. 3, p. 385-403, 1998.

RAYFIELD, B; FORTIN, M. J.; FALL, A. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. **Landscape Ecology**, v. 25, n. 4, pág. 519-532, 2010.

RIBAS, R. P.; GONTIJO, B. M.; MOURA, A.C. M. Análise da conectividade entre fragmentos de vegetação na paisagem: estudo na região da Serra do Espinhaço em Minas Gerais. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 2, n. 68, p. 301-312, 2016.

RIBEIRO, J. W.Y; SANTOS, J.S; RIBEIRO, M. C. LandScapeCorridors: software para a modelagem de corredores ecológicos funcionais. *In:* 8º Congresso de extensão universitária da UNESP**,** Universidade Estadual Paulista (UNESP) **Anais**, [...], 2015. p. 1-6 p. 1-6, 2015.

RIBEIRO, J.W.; SANTOS, J. S. dos.; DODONOV, P.; MARTELLO, F.; NIEBUHR, B. B.; RIBEIRO, M, C. LandScape Corridors (lscorridors): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 11, pág. 1425-1432, 2017.

RIBEIRO, M. P; DE MELLO, K; VALENTE, R. A. How urban forest can support Protected Areas connectivity? **Research Square**, v.1. 2021.

RIBEIRO, A. L. **Análise espacial da área de ocupação de Bradypus torquatus (Illiger, 1811)**. 2022.f.41. Trabalho de conclusão de curso (Graduação). Bacharelado em Ciências Biológicas e Licenciada em Ciências Biológicas, Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro-SP.

RIGUEIRA, D.M.G.; MARIANO-NETO, E. Limiares de extinção: a perda abrupta de plantas na mata atlântica. **Rev. Ciência Hoje**, v.54, n.323, p.16-19. 2015.

RODRIGUES, F. H. G.; MARINHO-FILHO, J. S. Diurnal rest sites of translocated lesser anteaters (Tamandua tetradactyla) in the cerrado of Brazil. **Edentata**, v. 5, p. 44-46, 2003.

RUDOLPHO, Lucas da Silva. **Conectividade funcional da paisagem e conservação da biodiversidade: subsídios para o planejamento territorial e paisagístico brasileiro**. Orientador: Alina Gonçalves Santiago.2020. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 2020. f.308.

SAMWAYS, M. J.; BAZELET, C. S.; PRYKE, J. S. Provision of ecosystem services by large scale corridors and ecological networks. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 10, p. 2949-2962, 2010.

SANTOS, P. M. **Ocupação de habitat em florestas re-emergentes: o caso da Preguiça-de-coleira (Bradypus torquatus, Illiger 1811) em fragmentos de Mata Atlântica no Espírito Santo**. Orientador: Adriano Pereira Paglia. f.59. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG. 2015.

SANTOS, Paloma Marques. *et al*.. Neotropical Xenarthrans: a data set of occurrence of xenarthran species in the Neotropics.**Ecology** 100(7): e02663. 10.1002/ecy.2663. 2019.

SIBELET, N.; CHAMAYOU, L.; NEWING, H.; MONTES, I. G. Perceptions of trees outside forests in cattle pastures: Land sharing within the Central Volcanic Talamanca Biological Corridor, Costa Rica. **Human Ecology**, v. 45, n. 4, p. 499-511, 2017.

SOUSA, Mônica Shinneider de. **Mortalidade aguda em Tamandua tetradactyla (Linnaeus, 1758).** 2018. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa-PB. 2018.50f.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. How should we measure landscape connectivity? **Landscape ecology**, v. 15, n. 7, p. 633-641, 2000.

TROVATI, R.G.; BRITO, B.A. Note on displacement and area of use of the lesser anteater (Tamandua tetradactyla) translocated in the Brazilian Cerrado. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 4, n. 3, pág. 144-149, 2009.

URBAN, D.; KEITT, T. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. **Ecology**, v. 82, n. 5, p. 1205-1218, 2001.

VALADÃO, R. M; BASTOS, L. F.; DE CASTRO, C. P. ATROPELAMENTOS DE VERTEBRADOS SILVESTRES EM QUATRO RODOVIAS NO CERRADO, MATO GROSSO, BRASIL. **Multi-Science Journal**, v. 1, n. 12, p. 62-74, 2018.

VOGT, P.; Ferrari, J. R.; Lookingbill, T, R.; Gardner, R. H.; Riitters, K, H.; Ostapowicz, K.; . Mapping functional connectivity. **ecological indicators**, v. 9, n. 1, p. 64-71, 2009.

ZELLER, K. A.; MCGARIGAL, K.; WHITELEY, A. R. Estimating landscape resistance to movement: a review. **Landscape ecology**, v. 27, n. 6, p. 777-797, 2012.

ZETTERBERG, A; MÖRTBERG, U. M.; BALFORS, B. Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design. **Landscape and urban planning**, v. 95, n. 4, pág. 181-191, 2010.

ZIMBRES, Bárbara de Queiroz Carvalho. **Áreas de preservação permanente como corredores ecológicos para a fauna de mamíferos de médio e grande porte no sul da Amazônia**. 2016. Tese (Doutorado em Zoologia) – Universidade de Brasília, Brasília-DF.2016. 119 f.

WATTS, K.; HANDLEY, P. Developing a functional connectivity indicator to detect change in fragmented landscapes. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 552-557, 2010.

7. CONSIDERAÇÕES GERAIS

Em paisagens altamente diversificadas se faz necessário uma análise integrada dos elementos, bem como os seus diferentes aspectos estruturantes como a disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos, quantificação e qualidade da vegetação, análise histórica da evolução das classes de uso de um determinado recorte geográfico, entre outros tipos de análises disponíveis atualmente como a utilização de ferramentas em ambiente SIG atreladas aos pressupostos teóricos da ecologia da paisagem.

A diversidade da paisagem da bacia do Catu favorece as diversas formas de uso e cobertura da terra. Assim, a exploração dos recursos naturais da área demarca um intenso processo de fragmentação florestal, o que pode levar a redução da biodiversidade local, principalmente espécies mais sensíveis a degradação e a perda abrupta de qualidade de habitats levando a alteração de processos ecológicos.

Embora o processo de fragmentação florestal e a perda da conectividade da área tenha sido evidenciado através das diferentes métricas, é possível conservar os fragmentos ainda existentes na área através de programas que incentivem a conservação como a criação de corredores ecológicos e Programas Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), com técnicas de regeneração natural, uma vez que a análise temporal indicou aumento das áreas florestais nos últimos dez anos.

A simulação de cenários para espécies focais indicou como a perda da conectividade pode comprometer a persistência das populações em paisagens majoritariamente antropizadas com determinados tipos de matriz como as áreas de pastagem, principalmente para espécies como menor capacidade de percolação, entretanto, estas áreas podem ser utilizadas como forma de mitigação para perda da conectividade com estratégias como a implantação de sistemas agroflorestais ou compensação por serviços ambientais.

Tendo em vista todas as condições de vulnerabilidade ecológica da bacia do Catu aqui analisadas por diferentes ferramentas, recomenda-se ações prioritárias para conservação e manutenção dos fragmentos pequenos que ocupam a área majoritariamente, uma vez que os mesmos são mais vulneráveis a supressão e conseqüentemente a redução de habitats para as espécies locais.

APÊNDICES

Apêndice A–Rio Catu na cidade de Alagoinhas, BA.

Fotografia 1: Ponto de coleta de água do rio Catu pelo projeto Observando os Rios da Fundação SOS Mata Atlântica em Trecho canalizado no centro da cidade de Alagoinhas, BA.

Fonte: autoral (2022)

Apêndice B–Rio Catu na cidade de Alagoinhas, BA, Zona Rural.

Fotografia 2: ponto coleta de água do rio Catu pelo projeto Observando os Rios da Fundação SOS Mata Atlântica em Trecho em área rural, conhecido como complexo UNEB/ EBDA de coleta de água do rio Catu pelo projeto Observando os Rios da Fundação SOS Mata Atlântica.

Fonte: autoral (2022)

ANEXOS

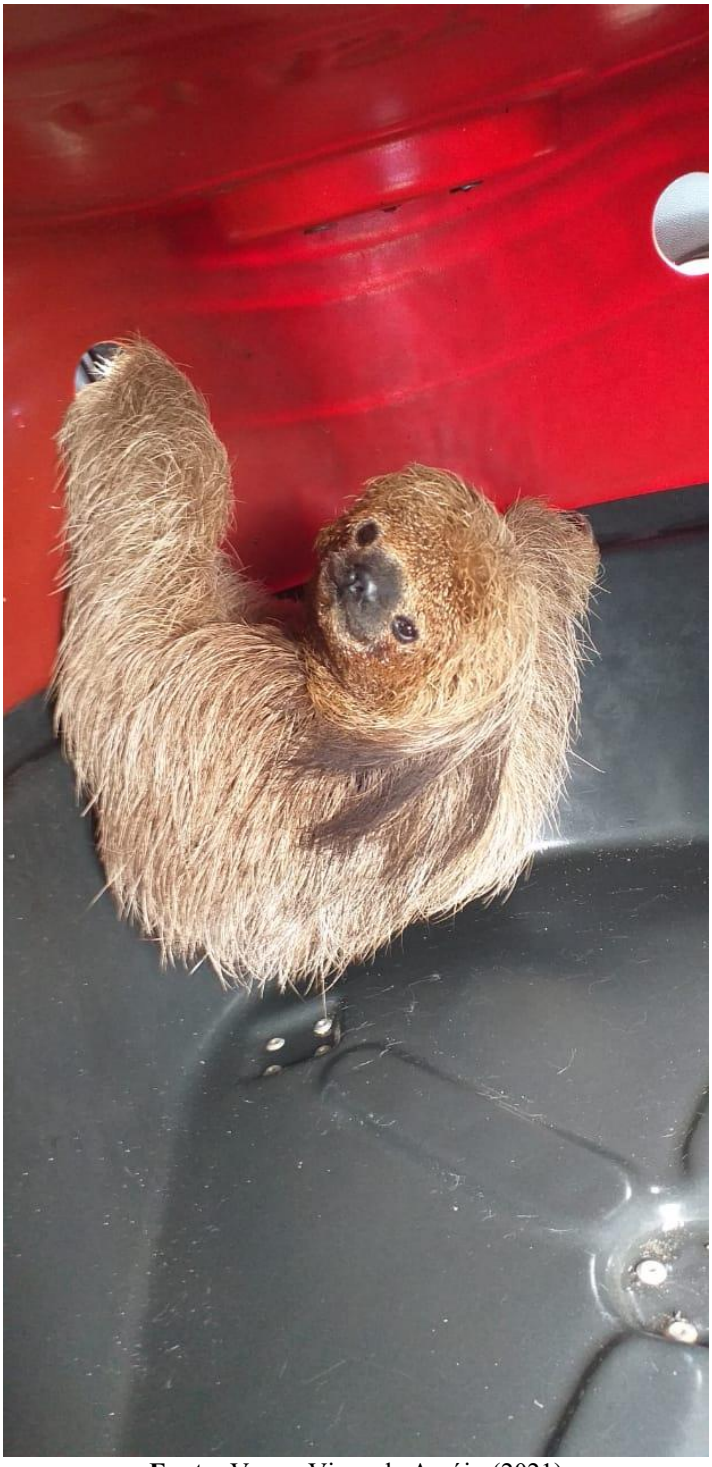
Anexo 1–Registro fotográfico de *T. tetradctyla* em Alagoinhas, BA.

Fotografia 1: Animal fotografado na Zona Rural da cidade de Alagoinhas, Bahia em empresa privada antes do restagte pela 6ª companhia do Exército da Cidade de Alagoinhas.

Fonte: Antonio Mailson Ferreira de Santana Ramos (2020).

Anexo 2– Registro fotográfico de *B. torquatus* na cidade de Alagoinhas, Bahia

Fotografia 2: Animal resgatado por Araújo (2021) em condomínio residencial e poteriormente encaminhada ao Centro de Acolhimento de Animais Silvestres – CETAS, na cidade de Salvador, Bahia.



Fonte: VagnerViana de Araújo (2021)