



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

MARIA MARQUES NUNES NETA

**INTEGRIDADE ECOLÓGICA DA BACIA DO RIO BU-
LITORAL NORTE - BAHIA: SUBSÍDIO PARA
CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE PREGUIÇA-DE-COLEIRA
(*Bradypus torquatus* Illiger, 1811)**

**SALVADOR – BA
2023**



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

MARIA MARQUES NUNES NETA

**INTEGRIDADE ECOLÓGICA DA BACIA DO RIO BU-
LITORAL NORTE - BAHIA: SUBSÍDIO PARA
CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE PREGUIÇA-DE-COLEIRA
(*Bradypus torquatus* Illiger, 1811)**

Dissertação apresentada à Linha de Pesquisa Planejamento, Ordenamento e Gestão Territorial e Ambiental do curso de Pós-graduação em Estudos Territoriais (PROET), do Departamento de Ciências Exatas e da Terra I, como requisito obrigatório para obtenção do título de mestra em Estudos Territoriais pela Universidade do Estado da Bahia (UNEB).

Orientadora: Profa. Dra. Mara Rojane Barros de Matos

**SALVADOR – BA
2023**

FICHA CATALOGRÁFICA

Biblioteca Professor Edivaldo Machado Boaventura – UNEB – Campus I

Bibliotecária: Célia Maria da Costa - CRB-5/918

N972i Nunes Neta, Maria Marques

Integridade ecológica da bacia do rio Bu – litoral norte – Bahia: subsídio para conservação da espécie preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus* Illiger, 1811) / Maria Marques Nunes Neta. – Salvador, 2023. 131 f.

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. 2023.

1. Bu, Rio, Bacia (BA) – Condições ambientais. 3. Solo – Uso – Bu, Rio, Bacia (BA). 4. Preguiça (Zoologia) – Conservação. 5. Animais silvestres – Mata Atlântica (BA). I. Matos, Mara Rojane Barros de. II. Universidade do Estado da Bahia. Departamento de Ciências Exatas e da Terra. Campus I. III. Título.

CDD: 333.7313098142

UNIVERSIDADE DO ESTADO DA BAHIA – UNEB
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E ENSINO DE PÓS-GRADUAÇÃO
Departamento de Ciências Exatas e da Terra – DCET / Campus I
Programa de Pós-Graduação em Estudos Territoriais – PROET

FOLHA DE APROVAÇÃO

MARIA MARQUES NUNES NETA

INTEGRIDADE ECOLÓGICA DA BACIA DO RIO BU - LITORAL NORTE - BAHIA:
SUBSÍDIO PARA CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE PREGUIÇA-DE-COLEIRA
(*Bradypus torquatus* Illiger, 1811).

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Estudos Territoriais, do Departamento de Ciências Exatas e da Terra I, da Universidade do Estado da Bahia, Campus I, Salvador/Bahia, em 08 de setembro de 2023, como requisito obrigatório para a obtenção do grau de Mestre (a) em Estudos Territoriais, composta pela Banca Examinadora:

MARA ROJANE BARROS DE MATOS – Orientadora

Universidade do Estado da Bahia - UNEB

Doutora em Botânica pela Universidade Estadual de Feira de Santana-UEFS.

GUSTAVO BARRETO FRANCO – Membro interno

Universidade do Estado da Bahia – UNEB

Pós-Doutorado em Engenharia Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa – UFV.

EDILMA NUNES DE JESUS– Membro Externo

Universidade Federal de Sergipe - UFS

Doutora em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Universidade Federal de Sergipe-UFS.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo financiamento de bolsa estudantil, sem a qual não seria possível a concretização deste mestrado e desenvolvimento dessa pesquisa.

À orientadora Prof. Dr. Mara Rojane Matos por aceitar-me como orientanda, acreditar em meu potencial e contribuir para o meu desenvolvimento científico nesta pesquisa. Também agradeço pela empatia, compreensão e respeito durante a minha nova fase de maternidade concomitante com a vida acadêmica.

Ao Prof. Dr. Sirius Oliveira Souza, pelas instruções compartilhadas.

Ao corpo administrativo do Programa de Pós-Graduação em Estudos Territoriais, pela atenção e colaboração atendendo as nossas necessidades como discentes.

Aos colegas de curso, pelo estímulo em darmos continuidade ao curso durante este período crucial de pandemia que nos fez viver diversos obstáculos, mas ainda assim mostramos juntos que somos fortes e resilientes.

Aos professores, Jussara Fraga Portugal, Edenice de Oliveira Fontes Baitz, Simone Ribeiro Santos, Agripino Souza Coelho Neto, Lirandina Gomes Sobrinho, Natan Silva Pereira e Gustavo Barreto Franco, que tive a honra de ser aluna obtendo diversos aprendizados que serão essenciais em minha vida profissional, acadêmica e social. Também agradeço aos professores pelo compromisso e estímulo nestas aulas que foram de maneira remota.

A meus sogros, Adnália Magalhães e Raimundo Ataíde, pelo apoio com meu filho Francisco durante a realização deste mestrado, pois sem o apoio deles seria mais difícil realizar o curso, já que é uma jornada bem difícil cuidar de filho em fase bebê e conciliar com os estudos acadêmicos.

A meu marido João Paulo Magalhães, pelo companheirismo, estímulo, apoio e por compartilharmos nossas lutas desde sempre. Além disso, o amor e cuidado com nosso filho Francisco durante esta jornada que precisei bastante me dedicar aos estudos.

A meus irmãos que vibraram e me apoiaram, alguns de forma distante e outros estavam mais perto .

Aos demais familiares e amigos que me estimularam da forma que

puderam.

A meu pai José Nunes e a minha querida mãe Aniete Ana Duarte (*in memoriam*), que me deram a vida dotada de belas missões, sendo o mestrado uma delas.

Por fim, a meu filho Francisco Nunes, grande benção em minha vida, que veio como missão gigante para conciliar com o mestrado presente.

O que eu faço é uma gota no meio de um oceano, mas sem ela o oceano seria menor.

Madre Teresa de Calcutá

NUNES NETA, Maria Marques. **Integridade ecológica da bacia do rio bu - litoral norte - Bahia:** subsídio para conservação da espécie preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus* Illiger, 1811). 2023. 131f. 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, 2023.

RESUMO

Atualmente, a conversão de terras em ecossistemas agrícolas representa 80% do desmatamento global, sendo a principal causa da atual taxa de perda de biodiversidade. Essa conversão resulta na perda e fragmentação de habitats, que são os principais impulsionadores da crise global de biodiversidade. Na Bahia, os remanescentes de Mata Atlântica encontram-se atualmente reduzidos a apenas 6% da cobertura original. Dentre os remanescentes florestais, destaca-se a Mata do Bu como o remanescente mais importante do Litoral Norte da Bahia. No litoral norte baiano, intensas alterações ambientais, fragmentação e perda de *habitats*, vem ocorrendo após a construção da rodovia Linha Verde – BA 099 em 1970. Objetivando avaliar o cenário atual da bacia do rio Bu no Litoral Norte da Bahia, propõe-se quantificar o grau da fragmentação da paisagem, principalmente as áreas de habitats da espécie *Bradypus torquatus* (preguiça-de-coleira). Buscar-se-á identificar as áreas prioritárias para conservação e subsidiar restauração ecológica. Esta dissertação está dividida em três capítulos. O primeiro capítulo, aborda os aspectos ambientais da Bacia hidrográfica do Rio Bu, com apresentação de dados espaciais e mapas temáticos da caracterização da geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e unidades de conservação. Caracterização ambiental fundamental para compreensão dos capítulos posteriores como as formas de uso e ocupação da terra e quantificação dos remanescentes florestais na área de estudo. O segundo capítulo, apresenta uma análise espaço-temporal no uso e cobertura da terra da bacia do rio Bu, em um período de 31 anos (1990 a 2021). As análises demonstram que há perda de área florestal equivalente a 5.700,78 hectares no período de 31 anos. Esta tipologia foi substituída em maior parte por Silvicultura, Pastagem e Mosaicos de Uso. O terceiro capítulo, traz uma análise quantitativa dos remanescentes florestais existentes na Bacia do rio Bu, com uso de métricas da paisagem calculadas pelo software “Fragstat”. Os índices de borda, forma, conectividade e área da paisagem são relacionadas as possíveis implicações na biodiversidade e na espécie-alvo *Bradypus torquatus*. A paisagem local mostra perda e descontinuidade de habitat florestal, demonstrando a degradação da sua integridade ecológica, implicando na sobrevivência da preguiça-de-coleira. Porém ainda há fragmentos grandes que mesmo possuindo formas irregulares e valores maiores de índices de forma, possuem a maior área core dentre os fragmentos da paisagem, favorecendo as espécies de interior da mata, como a espécie preguiça-de-coleira. Ressalta-se que se deve priorizar para restauração àqueles remanescentes pequenos que ainda não se encontram dentro de áreas protegidas e estão vulneráveis a perda total de habitat. E quanto aos grandes remanescentes, deve-se fortalecer as políticas de conservação que já existem.

Palavras-chave: *Bradypus*; Fragmentação; Rio Bu; Uso da terra.

NUNES NETA, Maria Marques. **Integridade ecológica da bacia do rio bu- litoral norte - Bahia:** subsídio para conservação da espécie preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus* Illiger, 1811). 2023. 131f. 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, 2023.

ABSTRACT

Currently, the conversion of land into agricultural ecosystems accounts for 80% of global deforestation and is the main cause of the current rate of biodiversity loss. This conversion results in the loss and fragmentation of habitats, which are the main drivers of the global biodiversity crisis. In Bahia, the remnants of the Atlantic Forest are currently reduced to only 6% of the original cover. Among the forest remnants, the Bu Forest stands out as the most important remnant of the North Coast of Bahia. On the north coast of Bahia, intense environmental changes, fragmentation and loss of habitats have been occurring after the construction of the Linha Verde (Green Line) highway – BA 099 in 1970. In order to evaluate the current scenario of the Bu River basin on the North Coast of Bahia, it is proposed to quantify the degree of landscape fragmentation, especially the habitat areas of the species *Bradypus torquatus* (collared sloth). It will seek to identify priority areas for conservation and support ecological restoration. This dissertation is divided into three chapters. The first chapter addresses the environmental aspects of the Bu River Basin, with the presentation of spatial data and thematic maps of the characterization of the geology, geomorphology, pedology, vegetation and conservation units. Environmental characterization fundamental for understanding the later chapters, such as the forms of land use and occupation and quantification of forest remnants in the study area. The second chapter presents a spatio-temporal analysis of land use and land cover in the Bu River basin over a period of 31 years (1990 to 2021). The analyses show that there is a loss of forest area equivalent to 5,700.78 hectares in the period of 31 years. This typology has been replaced for the most part by forestry, pasture, and Use Mosaics. The third chapter presents a quantitative analysis of the forest remnants existing in the Bu River Basin, using landscape metrics calculated by the "Fragstat" software. The edge, shape, connectivity and habitat area indices are related to the possible implications on biodiversity and the target species *Bradypus torquatus*. The local landscape shows loss and discontinuity of forest habitat, demonstrating the degradation of its ecological integrity, implying the survival of the collared sloth. However, there are still large fragments that, even though they have irregular shapes and higher values of shape indexes, have the largest core area among the fragments of the landscape, favoring the species of interior of the forest, such as the species of collared sloth. It should be emphasized that priority should be given to restoration of those small remnants that are not yet within protected areas and are vulnerable to total habitat loss. And as for the large remnants, conservation policies that already exist should be strengthened.

Keywords: *Bradypus*; Fragmentation; Bu River; Land use.

Lista de Ilustrações

Figura 1. Preguiça-de-coleira (<i>Bradypus torquatus</i>) - RPPN Lontra/Entre Rios – Ba.	28
Figura 2. Hábito arborícola da preguiça-de-coleira.	30
Figura 3. Composição da dieta das preguiças-de-coleira (<i>B. torquatus</i>) estudadas no Projeto de Conservação realizado na Reserva Sapiiranga, Mata de São João, BA. A. Preguiça-de-coleira se alimentando de folha de embaúba. B. Preguiça-de-coleira se alimentando de botões.	31
Figura 4. Localização da bacia hidrográfica do rio Bu – Litoral Norte – BA.	45
Figura 5. Mapa de geomorfologia da bacia do rio Bu- Litoral Norte – BA.	48
Figura 6. Mapa de declividade da bacia do rio Bu.	50
Figura 7. Mapa de geologia da bacia do rio Bu, Litoral Norte – BA.	51
Figura 8. Mapa de pedologia da bacia do rio Bu, Litoral Norte – BA.	55
Figura 9. Mapa de fitofisionomia da bacia do rio Bu, Litoral Norte – BA.	57
Figura 10. Áreas de Reserva Legal da Bacia hidrográfica do rio Bu.	60
Figura 11. Zonas de proteção da Área de Preservação Ambiental - Litoral Norte, na Bacia Hidrográfica do rio Bu – BA.	62
Figura 12. Localização da bacia hidrográfica do rio Bu – Litoral Norte – BA.	71
Figura 13. Dinâmica espaço-temporal de uso e cobertura da terra em 31 anos (1990-2021).	75
Figura 14. Mapa de Classes de uso e Cobertura da Terra da Bacia do rio Bu (2021).	78
Figura 15. Localização da bacia hidrográfica do rio Bu – Litoral Norte – BA.	94
Figura 16. Mapa se uso e cobertura da terra da bacia do rio Bu.	96
Figura 17. Fitofisionomia da bacia do rio Bu.	97
Figura 18. Mapa de manchas ou fragmentos por classes de tamanho (hectares).	102
Figura 19. Métricas de proximity para a paisagem da bacia do rio do Bu.	112
Figura 20. Distribuição geográfica da espécie <i>Bradypus torquatus</i> na bacia do rio Bu e ao longo do litoral norte baiano.	114
Figura 21. Índices da paisagem de proximidade (Proximity) e área associadas à distribuição geográfica da espécie <i>Bradypus torquatus</i>	115

Lista de Tabelas

Tabela 1. Unidades de relevo da bacia do rio Bu- Litoral Norte – BA.	48
Tabela 2. Unidades geológica da bacia do rio Bu, Litoral Norte – BA.	51
Tabela 3. Tipologias de solo da bacia do rio Bu, Litoral Norte – BA.....	56
Tabela 4. Tipologias de vegetação da bacia do rio Bu, Litoral Norte – BA.	58
Tabela 5. Dinâmica espaço-temporal de uso e cobertura da terra em 31 anos (1990-2021).	74
Tabela 6. Dados de uso e cobertura da terra da bacia do rio Bu, Litoral Norte – BA.....	79
Tabela 7. Dados da matriz de transição de uso e cobertura da terra da bacia do rio Bu, Litoral Norte - BA (1990 -2021).	83
Tabela 8. Classificação das métricas da paisagem (Fragstats v.4.2.1).....	98
Tabela 9. Métricas a Nível de Classe de Tamanho dos fragmentos da bacia do rio Bu.	101
Tabela 10. Dados de Uso e Cobertura da Terra da bacia do rio Bu.....	103
Tabela 11. Métricas a nível da paisagem.	110

Lista de Abreviaturas

ANA – Agência Nacional de Água e Saneamento Básico

APP – Áreas de Preservação Permanente

APA – Área de Proteção Ambiental

BA – Bahia

BDIA – Banco de Informações Ambientais

DNPM – Departamento Nacional de Proteção Mineral

DPA – Divisão Político Administrativa

GEE – Gases de Efeito Estufa

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LN – Litoral Norte

mm – mililitro

PMFS – Plano de Manejo Florestal Sustentável

RL – Reserva Legal

SEI – Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia

Shp – Shape File

SICAR - Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural

SIG – Sistema de Informação Geográfica

SIRGAS – Sistema Geodésico Brasileiro

SISNAMA – Sistema Nacional de Meio Ambiente

UC – Unidade de Conservação

ZAG – Zona de Agricultura

ZME – Zona de Manejo Especial

ZPR – Zona de Proteção Rigorosa

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1 OBJETIVO GERAL.....	16
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	17
2.1 Integridade ecológica da paisagem: limiar de fragmentação, perda de habitat e a formação de metapopulações	17
2.2 A importância da composição e configuração da paisagem na conservação da biodiversidade.....	19
2.3 Conectividade da paisagem e permeabilidade da matriz	23
2.4 Espécie-alvo de conservação: <i>Bradypus torquatus</i> e seu histórico (taxonômico, geográfico, genético, comportamental e de conservação)	25
2.4.1 Histórico taxonômico.....	25
REFERÊNCIAS	33
3. ARTIGO 1.....	40
ASPECTOS AMBIENTAIS DA BACIA DO RIO DO BÚ, LITORAL NORTE, BAHIA	40
RESUMO.....	41
ABSTRACT	42
3.1 Introdução.....	43
3.2 Material e Métodos	44
3.2.1 Área de estudo.....	44
3.2.2 Dados espaciais.....	45
3.3 Resultados e Discussão	46
3.3.1 Clima.....	46
3.3.2 Hidrografia	47
3.3.3 Geomorfologia.....	48
3.3.4 Geologia.....	50
3.3.5 Pedologia (Solos)	55
3.3.6 Fitofisionomia	57
REFERÊNCIAS	64
4. ARTIGO 2.....	67
DINÂMICA ESPAÇO TEMPORAL DO USO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BU, LITORAL NORTE, BAHIA.....	67

RESUMO.....	68
ABSTRACT.....	69
4.1 Introdução.....	70
4.2 Material e Métodos	71
4.2.1 Área de estudo.....	71
4.2.2 Dados espaciais.....	72
4.3.3 Análise da matriz de transição de uso e cobertura da terra (1990 e 2021).....	82
4.4 Considerações Finais	84
REFERÊNCIAS	86
5. ARTIGO 3.....	89
AVALIAÇÃO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NA BACIA DO RIO BU- LITORAL NORTE, BAHIA, COMO SUBSÍDIO PARA CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE <i>Bradypus torquatus</i> (Illiger, 1811).....	89
RESUMO.....	90
ABSTRACT.....	91
5.1 Introdução.....	92
5.2 Material e Métodos	94
5.2.1 Área de Estudo	94
5.3 Resultados e Discussão	100
5.3.3 Métrica a Nível Paisagem	110
5.4 Considerações Finais	116
REFERÊNCIAS	119

1 INTRODUÇÃO GERAL

Estressores de larga escala, como espécies invasoras, mudanças climáticas e uso da terra, têm impacto nos processos e serviços ecossistêmicos. Para manter sua integridade, um ecossistema deve estar relativamente intacto em uma variedade de atributos ecológicos e escalas espaciais e temporais (Langendoen *et al.*, 2016).

Atualmente, a conversão de terras em ecossistemas agrícolas representa 80% do desmatamento global, sendo a principal causa da atual taxa de perda de biodiversidade (Beca, 2016). Essa conversão resulta na perda e fragmentação de *habitats*, que são os principais impulsionadores da crise global de biodiversidade (Fahrig, 2002).

O uso e cobertura da terra no Brasil estão mudando nas últimas três décadas. Conversões em grande escala, principalmente de vegetação nativa para a agricultura e pasto, estão aumentando as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE), afetando a resiliência climática dos ecossistemas. Situação preocupante em um cenário de mudanças climáticas, pois enquanto cerca de 80% da vegetação nativa ainda é preservada na Amazônia, outros biomas como Mata Atlântica, Pampa e Cerrado têm menos do que ou perto de metade da sua vegetação nativa. Atualmente, o bioma Mata Atlântica tem sua vegetação nativa cobrindo 37% da extensão do bioma, predominando vegetação secundária e paisagens fragmentadas (Mapbiomas, 2022).

Neste sentido, avaliar a condição dos ecossistemas tornou-se importante e ecologistas têm buscado uma variedade de métodos para rastrear e responder os declínios da condição dos ecossistemas, sendo o método de integridade ecológica um deles. A integridade ecológica visa avaliar de forma sucinta o estado atual da composição, estrutura, processos e conectividade de um determinado tipo de ecossistema (Langendoen *et al.*, 2016).

Uma paisagem pode ser categorizada qualitativamente como contínua (contendo habitat contínuo) ou fragmentada (Fahrig, 2002). Esta última envolve mudanças na composição, estrutura e função da paisagem em todas as escalas (Mccarigal; Cushman, 2002).

Estudos sobre o efeito da fragmentação do habitat na biodiversidade, tem sido foco prioritário para comparação dos aspectos da biodiversidade em locais de “referência” dentro de uma paisagem contínua com o(s) mesmo(s) aspecto(s) da biodiversidade em locais dentro de uma paisagem fragmentada (Fahrig, 2003).

Do ponto de vista estrutural, o processo de fragmentação florestal consiste na modificação da paisagem com a retirada de áreas de floresta, formando manchas vegetacionais isoladas, tornando a paisagem marcada pela descontinuidade (Alves, 2004). Deve-se ressaltar que “os efeitos da fragmentação geralmente operam em vastas escalas espaciais e temporais, dependem de características comportamentais e de história de vida específicas das espécies” (Mccarigal; Cushman, 2002, p. 336).

A fragmentação reduz a conectividade e impacta na interação organismos e paisagem (Santos, 2014). A conectividade resulta da interação entre um processo comportamental (movimento) e a estrutura física da paisagem. O grau em que a paisagem facilita ou impede o movimento entre manchas de recursos também define a conectividade. A conectividade, portanto, se divide em funcional e estrutural (Taylor *et al.*, 2006).

O habitat não precisa necessariamente estar estruturalmente conectado para estar funcionalmente conectado. Alguns organismos, em virtude de suas habilidades de cruzamento de lacunas, são capazes de vincular recursos através de uma matriz inabitável ou parcialmente habitável (Taylor *et al.*, 2006). Por outro lado, áreas com matriz agrícola atuam como um filtro seletivo no movimento de espécies na paisagem, influenciando no deslocamento de um fragmento para outro, de acordo com a capacidade de cada indivíduo. Este filtro seletivo implica no número de espécies que conseguem sobreviver nos fragmentos, resultando em elevados níveis de perda da fauna, especialmente de mamíferos de grande porte (Beca, 2016).

Nos ambientes de Mata Atlântica, de um modo geral, “a vulnerabilidade dos mamíferos ameaçados de extinção se deve a habitat naturalmente reduzidos e posteriormente alterados e fragmentados, além da presença de espécies domésticas e invasoras, e da caça nestes ambientes naturais” (Monteiro-Filho; Conte, 2017, p. 433).

A floresta Atlântida é composta por áreas prioritárias com maiores índices de endemismo e relação de espécies endêmicas por área para plantas e vertebrados (Cassano, 2006). Segundo o Atlas dos Remanescentes Florestais do Domínio da

Mata Atlântica, existem 250 espécies de mamíferos, sendo que 55 deles são endêmicos, ou seja, que só ocorrem nesta região (Blinder, 2005). Dentre os grupos de mamíferos endêmicos e vulneráveis encontrados na Mata Atlântica, destaca-se a preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*). A sobrevivência da preguiça-de-coleira é amplamente ameaçada pela fragmentação de seu habitat, e susceptível à derrubada de florestas e incêndios, pois, ao contrário da maioria dos mamíferos que fogem para se proteger, elas permanecem imóveis nas copas das árvores (Cassano, 2016).

Em vista disto, a maneira de preservarmos o maior número de espécies com menor custo “é identificar ‘pontos críticos de biodiversidade’ onde concentrações excepcionais de espécies endêmicas estão sofrendo uma perda excepcional de habitat” (Myers et al., 2000, p. 853).

Na Bahia, os remanescentes de Mata Atlântica encontram-se atualmente reduzidos a apenas 6% da cobertura original, localizando-se na faixa litorânea, principalmente na região sul (Blinder, 2005). Estes remanescentes estão distribuídos de forma bastante fragmentada, com a maioria dessas áreas apresentando dimensões inferiores a 400 hectares (Ceama, 2023). No Litoral Norte baiano, intensas alterações ambientais, fragmentação e perda de habitats, vem ocorrendo após a construção da rodovia Linha Verde – BA 099 em 1970 (Maia; Santos, 2013).

Dentre os remanescentes florestais do Litoral Norte da Bahia, destaca-se a Mata do Bu como o remanescente mais importante, segundo critérios botânicos (Maia; Santos, 2013). Os remanescentes da Mata do Bu, associados ao Rio Inhambupe, estão entre os 10 ecossistemas mais importantes da Área de Proteção Ambiental do Litoral Norte do Estado da Bahia (INEMA, 2020). Estes remanescentes abrangem os municípios de Conde e Esplanada, Bahia. Tais remanescentes são objetos de estudo da presente pesquisa.

Os remanescentes florestais da mata do Bu, especificamente Fazenda do Bu, no município do Conde – Bahia, possuem registros de espécie de plantas consideradas raras, muitas das quais se encontram ameaçadas de extinção (Giulietti et al., 2009). Além do registro de espécie de plantas raras, outros estudos registraram a presença de espécies da fauna ameaçadas de extinção e consideradas endêmicas, sendo uma delas a espécie *Bradypus torquatus* (preguiça-de-coleira) (Cosmos, 2011; CLN, 2020), espécie-alvo desta pesquisa. A preguiça-de-

coleira é uma espécie também considerada rara e com status de conservação do tipo vulnerável (VU) (MMA, 2021).

As distribuições das espécies de plantas raras ajudam a delimitar “Áreas-Chave para Biodiversidade” (ACBs, Key Biodiversity Areas or KBAs) que são sítios de interesse global que devem ser identificados e protegidos em âmbito regional ou nacional através de uma rede de áreas de proteção (Giulietti et al., 2009). Esta delimitação é fundamental para a conservação das áreas de habitat da espécie preguiça-de-coleira, visto ser esta uma espécie com dieta estritamente folívora, composta por espécies de árvores e cipós, sendo mais de 30 espécies até agora identificadas.

De acordo com Volotão (1998), a capacidade de quantificar a estrutura da paisagem é um pré-requisito para o estudo da função e modificação da paisagem. Objetivando avaliar o cenário atual da bacia do rio Bu que faz parte do Litoral Norte da Bahia, propõe-se quantificar o grau da fragmentação da paisagem, principalmente as áreas de habitats da espécie *Bradypus torquatus* (preguiça-de-coleira), espécie-alvo de conservação desta pesquisa. Buscar-se-á identificar as áreas prioritárias para conservação e subsidiar restauração ecológica. Tal cenário cabe as seguintes indagações: A biodiversidade da paisagem da bacia do rio Bu, se encontra vulnerável a partir dos indicadores de tamanho, forma e isolamento de fragmentos florestais? Quais estratégias (corredores ecológicos, trampolins ou restauração de áreas degradadas) para a conservação da preguiça-de-coleira na área de estudo?

Esta dissertação está dividida em três capítulos em forma de artigo, a saber: O primeiro capítulo, aborda os aspectos ambientais da Bacia hidrográfica do Rio Bu, com apresentação de informações e dados espaciais a partir de estudos primários e secundários da geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e unidades de conservação presentes na área de estudo.

O segundo capítulo, apresenta uma análise espaço-temporal do uso e ocupação da terra da bacia do rio Bu, em um período de 31 anos (1990 a 2021).

O terceiro capítulo, traz uma análise quantitativa dos remanescentes florestais existentes na Bacia do rio Bu, com uso de métricas da paisagem calculadas pelo software “Fragstat”. Os índices de borda, forma, conectividade e área são relacionadas as possíveis implicações na biodiversidade e na espécie-alvo *Bradypus torquatus*. A partir das análises realizadas nos três capítulos, será avaliada a

integridade ecológica da paisagem; identificação de áreas prioritárias para conservação e restauração; e verificação da funcionalidade da paisagem para a espécie *Bradypus torquatus*.

1.1 OBJETIVO GERAL

Analisar a integridade ecológica da bacia do rio Bu, no Litoral Norte da Bahia, a partir da dinâmica espaço temporal da paisagem e da sua funcionalidade, visando a conservação da espécie-alvo *Bradypus torquatus* (preguiça-de-coleira).

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Descrever os aspectos ambientais da Bacia do rio Bu – Litoral Norte da Bahia;
- Analisar a dinâmica espaço temporal do uso e cobertura da terra da Bacia do rio Bu;
- Quantificar por meio das métricas da ecologia da paisagem a composição e configuração da paisagem, especialmente a classe Formação florestal da Bacia do rio Bu;
- Identificar áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e principalmente para a espécie-alvo de conservação *Bradypus torquatus* (preguiça-de-coleira);

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Integridade ecológica da paisagem: limiar de fragmentação, perda de habitat e a formação de metapopulações

A integridade ecológica pode ser compreendida a partir da avaliação da estrutura, composição, função e conectividade de um ecossistema em comparação com ecossistemas de referência. Depende da compreensão de como a presença e o impacto da atividade humana se relacionam com os padrões e processos ecológicos naturais (Faber-Langendoen *et al.*, 2016).

O conceito de integridade ecológica por estabelecer uma definição de bom estado ambiental mesclada com sustentabilidade, qualidade, dano e degradação ambiental, tem sido de grande aplicabilidade para o gerenciamento dos ecossistemas (Ribeiro; Johnsson, s.d.).

Há alto nível de integridade da paisagem em apenas 17,4 milhões de km² de floresta (40,5%) de forma global. Apenas 27% desta área é encontrada em áreas protegidas designadas, sendo encontrada principalmente no Canadá, Rússia, Amazônia, África Central e Nova Guiné (Grantham *et al.*, 2020). Atualmente, apenas 56% das florestas têm alta integridade em nível de paisagem em áreas protegidas (Grantham *et al.*, 2020). Tais fatores comprometendo a integridade deve-se ao crescimento contínuo das populações humanas e do consumo per capita que resulta na exploração insustentável da diversidade biológica da Terra, agravada pelas mudanças climáticas, acidificação e outros impactos ambientais antropogênicos (Rands *et al.*, 2010).

O processo em escala de paisagem que envolve tanto a perda de habitat quanto a separação do habitat define-se como fragmentação do habitat. Portanto, para interpretar corretamente a influência da fragmentação do habitat na biodiversidade, os efeitos desses dois componentes da fragmentação devem ser medidos de forma independente (Fahrig, 2003). “Embora a perda de habitat sempre acompanhe a fragmentação, eles são fenômenos diferentes e devem ser distinguidos” (Mccarigal; Cushman, 2002, p. 335).

“Estudos sobre os efeitos independentes da perda de habitat e fragmentação são necessários para determinar os fatores que levam aos efeitos positivos versus

negativos da fragmentação” (Fahrig, 2003, p. 487). Os efeitos da fragmentação do habitat são amplamente vistos como um aspecto da degradação do habitat (Haila, 2002) e, conseqüentemente, seus efeitos junto a perda de habitat, são imensamente negativos sobre a biodiversidade (Fahrig, 2003).

Esses fatores antrópicos ocasionam a destruição e degradação dos ecossistemas naturais, conseqüentemente levando ao declínio da biodiversidade global. A destruição do habitat normalmente leva à fragmentação, a divisão do habitat em partes menores e fragmentos mais isolados. A fragmentação do habitat reduz a biodiversidade em 13 a 75% e prejudica as principais funções do ecossistema, diminuindo a biomassa e alterando os ciclos de nutrientes. Os efeitos são maiores nos fragmentos menores e mais isolados e aumentam com o passar do tempo (Haddad *et al.*, 2015).

Diferentes organismos e os sistemas ecológicos “experimentam” o grau de fragmentação de um determinado ambiente em variadas maneiras, até mesmo contraditórias. Assim, uma multiplicidade de ambas as escalas espaciais e temporais precisam ser consideradas, e as escalas relevantes provavelmente variam entre espécies, regiões geográficas e tipos de ambientes (Haila, 2002, p. 321).

Logo, o grau de exigência das espécies em relação ao habitat e o impacto da perda de floresta pode variar. Espécies especialistas (aquelas que tem como habitat principal o interior da floresta) são muito mais impactadas de modo negativo pela perda florestal do que as espécies generalistas (aquelas que apresentam nicho ecológico amplo usando recursos de interior da floresta, bordas da floresta, florestas em regeneração e outras coberturas de árvores em terras agrícolas) (Arroyo-Rodriguez *et al.*, 2020).

Segundo Santos (2014), as paisagens podem ser classificadas conforme o seu limiar crítico de fragmentação. De acordo com o limiar de fragmentação descrito por Andrén (1994), as paisagens podem ser classificadas exatamente no limiar crítico de fragmentação (30%) e abaixo dele. Sendo que, abaixo dessa quantidade de habitat, além da perda, a distribuição do habitat também exerce efeito sobre a redução populacional e a perda de diversidade biológica nas paisagens. O grau de degradação da paisagem e os percentuais de vegetação nativa permitem que seja observado o comportamento de limiar esperado para diferentes grupos funcionais.

De acordo com Trivella (2016), as comunidades ecológicas são compostas e sustentadas em um determinado ambiente de acordo com a disponibilidade de recurso, características das espécies presentes em relação a migração, formato e distância das fontes colonizadoras ('continente'). Tais fatores ajudam a medir o grau de ameaça em relação à extinção das espécies ali presentes.

As populações divididas nos fragmentos formam um conjunto de subpopulações chamadas metapopulações com características próprias, diferentes daquela original antes unida em uma paisagem contínua (Trivella, 2016). A fragmentação facilita ou dificulta a movimentação dos organismos entre os fragmentos e ela aparece como uma característica crucial para a sobrevivência de uma metapopulação em uma paisagem fragmentada (Souza *et al.*, 2014).

A estrutura populacional de uma espécie, isto é, o conjunto de suas características genéticas e demográficas, é resultado da ação e das interações de uma série de mecanismos evolutivos e ecológicos (Martins, 1987, p. 1). "O fluxo gênico assume especial importância na conservação de recursos genéticos por permitir a conectividade de populações isoladas geograficamente, sujeitas à redução da variabilidade genética" (Serrote *et al.*, 2019, p. 1).

A conservação da diversidade genética em populações selvagens deve ser baseada tanto no habitat quanto no manejo populacional e pode ser melhor alcançada mantendo populações locais de tamanho saudável e bem distribuídas entre uma rede de habitats pouco perturbados (Gibbs, 2001).

2.2 A importância da composição e configuração da paisagem na conservação da biodiversidade

Para Volotão (1998, p. 4), "a ecologia da paisagem envolve o estudo de padrões da paisagem, as interações entre os fragmentos dentro de um mosaico da paisagem, e de como estes padrões e interações se modificam com o tempo". Quanto à estrutura da paisagem, ela refere-se à composição (ou seja, extensão de diferentes coberturas de terra) e configuração (ou seja, arranjo espacial dessas coberturas de terra) em uma determinada área (San-José *et al.*, 2022).

Três atributos são característicos de todas as paisagens e fornecem a base para experimentá-los e compará-los: 1. A estrutura da paisagem diz respeito à diversidade e disposição espacial dos elementos da paisagem (por exemplo, manchas de habitat). 2. A função da paisagem refere-se à interação entre esses elementos espaciais (por exemplo, o fluxo de energia, nutrientes, espécies ou genes entre manchas de habitat). 3. A mudança da paisagem refere-se a como a paisagem, estrutura e função variam ao longo do tempo (Kimberly, 2019, p. 9).

A paisagem estruturalmente se apresenta contendo manchas, corredores e matriz, ou sob forma de gradientes, formando um mosaico heterogêneo, composto por unidades interativas. As manchas são áreas homogêneas (numa determinada escala) de uma unidade de paisagem que possui extensões espaciais reduzidas, não-lineares e se distinguem das unidades vizinhas; os corredores são elementos lineares de áreas homogêneas que ligam manchas ou dois fragmentos anteriormente conectados; e a matriz é a unidade dominante que recobre maior parte da paisagem e tem um maior grau de conexão de sua área (Metzger, 2001).

Nessa perspectiva da paisagem, um fragmento florestal compreende uma unidade de floresta natural contínua, interrompida por barreiras naturais ou por barreiras antrópicas. As barreiras naturais podem ser lagos, rios, tipos de solo, presença de rochas, outros tipos de vegetação natural. Já as barreiras antrópicas podem ser através de culturas agrícolas, estradas e cidades, capazes de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen e sementes (Firmino *et al.*, 2016).

Em outras palavras, os fragmentos florestais sofrem constantes reduções de sua área e isolamento progressivo, seja por eventos de origem natural – como mudanças climáticas, edáficas e eventos geográficos, ocasionando no tempo evolutivo a especiação alopátrica, ou por ações antrópicas, com a supressão da floresta (Sandre, 2017).

A fragmentação florestal causada por barreiras antrópicas tem sido de grande influência no processo de fragmentação devido ao uso inadequado dos recursos naturais. É um fenômeno impactante causado principalmente pela atividade desordenada de uso e ocupação da terra, pelo modelo econômico vigente e pelo crescimento populacional (Firmino *et al.*, 2016).

Segundo Fahrig (2003), o processo de fragmentação possui dois componentes, a perda de habitat e mudanças de configuração promovidas por um incremento no número de fragmentos, decréscimo na área dos mesmos e

incremento no isolamento. Conforme Firmino *et al.* (2016), os fragmentos são expostos a mudanças físicas e biogeográficas, em grande ou pequena escala, e seus efeitos dependem de variações no tamanho, forma, posição na paisagem e grau de isolamento, sendo que os aspectos considerados mais graves do processo de fragmentação florestal são a perda da biodiversidade e o efeito de borda.

Os fragmentos também são comparados com ilhas, conforme a teoria da Biogeografia insular proposta no livro *The Theory of Island Biogeography* pelos ecologistas Robert MacArthur e Edward Wilson. A teoria da Biogeografia insular é teoria quantitativa que diz que existe uma forte correlação entre a área de uma ilha e o número de espécies nela existente (Cox; Moore, 2013). Segundo Calaça (2009), ilhas maiores possuem mais espécies assim como aquelas mais próximas do continente, que atua fornecendo indivíduos para a colonização. Dessa forma, área e isolamento são os maiores preditores para explicar a variação da riqueza.

Em um fragmento que se encontra isolado, tanto a fauna quanto a flora típica da região tendem a desaparecer. Com relação aos animais, a causa é a falta de alimento e os problemas de consanguinidade, enquanto o desaparecimento de espécies arbóreas ocorre pela falta de animais polinizadores e dispersores de sementes, bem como a formação de sementes inférteis ou de má qualidade genética, decorrentes do processo de endogamia (Firmino *et al.*, 2016, p. 2).

Os efeitos da fragmentação nas espécies podem variar segundo múltiplos e sobrepostos fatores: se elas são generalistas ou especialistas e sua capacidade de dispersão por entre manchas; histórico de perturbações do fragmento e grau de impacto antrópico, seja em razão de seu tamanho ou também de seu isolamento; ou qual o uso do solo do entorno. Além disso, pequenos eventos no interior da mata podem ocasionar fragmentação de habitat para determinados táxons, como a abertura de uma clareira pela queda de uma árvore (Sandre, 2017).

A caça e fragmentação da floresta afetam mamíferos e aves de maior porte que são importantes dispersores de sementes, tendo como consequência a perda de predadores de topo que pode afetar toda a comunidade da fauna (Pinotti, 2010). Um fator importante é que o comportamento de dispersores de sementes e a presença de fontes de sementes está relacionada com a configuração da paisagem (San-José *et al.*, 2022). Por exemplo:

Pássaros dispersores de sementes podem ajustar seu comportamento como resposta à modificação espacial na distribuição de recursos e conectividade da paisagem. As aves voam distâncias maiores e visitam mais fragmentos florestais e árvores remanescentes à medida que a cobertura florestal diminui, e o aumento do isolamento da floresta resulta em distâncias de voo mais longas e aumenta o uso de árvores como trampolins (San-José *et al.*, 2022, p. 2).

Os corredores ecológicos são também estruturas físicas que compõem a paisagem. Conforme Damschen *et al.* (2008), esses são faixas estreitas de habitat que interligam fragmentos de habitat isolados em paisagens fragmentadas. Os corredores são elementos fundamentais para manter a conectividade. Segundo Santos (2014), a persistência das populações e o aumento das áreas de “habitat” que facilitam o deslocamento dos organismos na paisagem são vantagens proporcionadas pelos corredores ecológicos.

A maioria dos estudos não consideram as matrizes e acabam baseando seus modelos na teoria da biogeografia de ilhas, que simplifica as paisagens em apenas duas classes: habitat e matriz. Esses estudos caracterizam as matrizes como ambientes homogêneos e inóspitos, ignorando que as espécies percebem a paisagem de diferentes maneiras, podendo utilizar os recursos provenientes destas áreas (Santos, 2014, p. 11).

A matriz pode ser definida como um complexo de mosaicos de diferentes tipos de uso e cobertura da terra que cercam as áreas de habitat, apesar de diferentes conceitos na literatura (Ricketts, 2001 *apud* Santos, 2014), sendo a unidade que controla a dinâmica da paisagem (controla os fluxos entre fragmentos de habitat, regula o uso de corredores e “stepping stones” e regula a sensibilidade à fragmentação).

Assim sendo, os estudos da estrutura de paisagem podem ajudar a priorizar áreas para restauração, projetar redes de áreas protegidas e avaliar a integridade de paisagens multifuncionais (San-José *et al.*, 2022, p. 1).

2.3 Conectividade da paisagem e permeabilidade da matriz

O elemento vital da paisagem fragmentada será a conectividade (Souza *et al.*, 2014), pois influencia na sobrevivência das populações e na dinâmica populacional em paisagens fragmentadas (Forero-Medina *et al.*, 2006). A conectividade da paisagem é o grau em que a paisagem facilita ou impede o movimento entre manchas de recursos, sendo que este movimento é influenciado pelos tipos, quantidades e arranjos de habitat ou uso da terra na paisagem.

A dinâmica populacional e a estrutura da comunidade também são influenciadas por estes fatores (Taylor *et al.*, 2006). Manter a conectividade é um dos principais desafios para a conservação da biodiversidade em todo o mundo (Ribeiro *et al.*, 2017). A diminuição da conectividade pode ter consequências negativas nas populações já que reduz o fluxo genético entre elas, ao limitar a dispersão dos organismos, podendo levar a endocruzamento e perda de diversidade genética (Gibbs, 2001 *apud* Forero-Medina, 2006).

A conectividade estrutural é sugerida como a principal característica que influencia a persistência de espécies na paisagem passando a ser mais importante quando pequenos fragmentos estão situados perto de fragmentos maiores ou quando a permeabilidade da matriz é alta (Souza *et al.*, 2014).

Por sua vez, a conectividade funcional está associada às respostas comportamentais dos organismos aos elementos da paisagem junto com a estrutura espacial. A mobilidade de um organismo é um dos determinantes mais importante na conectividade funcional. Neste tipo de conectividade tem de ser considerada a escala da interação entre a paisagem e o organismo em questão (Medina; Vieira, 2007).

Compreender a conectividade da paisagem é particularmente útil em ações de restauração para identificar áreas onde a implementação de novos elementos conectores (por exemplo, cercas vivas, árvores isoladas, fragmentos) poderia otimizar a conectividade em paisagens fragmentadas (San-José *et al.*, 2022, p. 1).

Atualmente, o que têm recebido muita atenção na literatura para garantir a conectividade da paisagem são os corredores ecológicos, pois são funcionalmente eficientes vistos como estratégias de conservação. Os corredores facilitam a dispersão de espécies e os processos relacionados, como fluxo gênico e regeneração natural, e trazem benefícios para a biodiversidade local e regional

quando são bem planejados e bem administrados. Entretanto, a eficiência dos corredores ecológicos depende dos padrões da paisagem e das respostas das espécies em diferentes extensões espaciais e contextos da paisagem (Ribeiro et al., 2017).

Mas, segundo Damschen *et al.* (2008), há um uso generalizado de corredores quando a fragmentação gera impactos negativos sobre a biodiversidade e as oportunidades são reduzidas para preservar grandes paisagens, sendo que nem todas as espécies respondem aos corredores da mesma maneira havendo a necessidade crescente de estruturas que permitam que a eficácia do corredor seja prevista entre as espécies.

No entanto, o que influencia na eficiência da estratégia de corredores, não é apenas a existência de conexões estruturais entre manchas de habitat, mas também a qualidade do habitat e arranjo espacial, trampolins, permeabilidade da matriz e respostas dos organismos-alvo a esses elementos (Ribeiro *et al.*, 2017). Assim, “para que os corredores sejam realmente funcionalmente eficientes, eles devem facilitar a dispersão, que por sua vez permite o fluxo de informações genéticas e levar em consideração os requisitos de história de vida das espécies” (Ribeiro *et al.*, 2017, p. 2)

Além dos corredores como conectores de fragmentos florestais na paisagem, é fundamental compreender o efeito da permeabilidade da matriz no comportamento das espécies com diferentes requerimentos. Matrizes mais permeáveis podem desempenhar a mesma função dos corredores da paisagem, podendo servir como fonte de recurso, facilitar o deslocamento das espécies e servir como habitat complementar. Também pode reduzir o grau de isolamento e aumentar a taxa de imigração das populações, estabelecendo o equilíbrio no número de fragmentos (Santos, 2014).

Para Calaça (2009), as espécies se comportam de maneiras diferentes no processo de fragmentação, dependendo da relação entre traços comportamentais, morfológicos e ecológicos com os atributos físicos da paisagem. Um dos principais fatores ecológicos é o tamanho corporal e algumas relações são feitas entre tamanho e habilidade de dispersão, capacidade de percepção do ambiente e probabilidade de ocorrência. Segundo Santos (2014), recomenda-se que as paisagens sejam descritas de acordo com a heterogeneidade funcional que

considera os diferentes requerimentos das espécies a partir de cada classe de uso e cobertura da terra.

Existe também a chamada conectividade biofísica que geralmente se refere às características biofísicas da paisagem que facilitam o movimento de organismos entre manchas. A heterogeneidade biofísica das paisagens determina a conectividade dos serviços ecossistêmicos por meio da facilitação ou resistência dos fluxos dos serviços ecossistêmicos. A facilitação de fluxos da paisagem ocorre quando, por exemplo, organismos que fornecem serviços ecossistêmicos (por exemplo, polinizadores, agentes de controle de pragas) podem se mover facilmente entre habitats em uma paisagem, o que significa que os *habitats* estão mais conectados por meio desses provedores de serviços (Egerer *et al.*, 2020).

Portanto, diante do contexto de conectividade e permeabilidade, precisamos incorporar a modelagem espacial ao processo de planejamento da restauração para preencher a lacuna entre os modelos de conectividade da paisagem e as ações reais de restauração (San-José *et al.*, 2022).

2.4 Espécie-alvo de conservação: *Bradypus torquatus* e seu histórico (taxonômico, geográfico, genético, comportamental e de conservação)

2.4.1 Histórico taxonômico

A espécie-alvo de conservação do presente estudo é a preguiça-de-coleira também chamada de preguiça-guará - *Bradypus torquatus*, (Illiger, 1811), Pilosa: Bradypodidae (Shetino *et al.*, 2007). As preguiças-de-coleira diferenciam-se externamente das demais espécies do gênero pela presença da pelagem preta na região dorsal do pescoço formando uma “juba” ou “coleira” que se estende até o meio das costas (Cassano, 2016). Conforme Azarias (2005), a preguiça-de-coleira pertence ao filo Cordata, classe Mamífero, ordem Xenarthra, família Bradypodidae, a mesma dos tatus e tamanduás.

2.4.2 Distribuição geográfica da espécie *Bradypus torquatus*

Esta espécie é endêmica da Mata Atlântica, ocorrendo exclusivamente nas florestas úmidas costeiras do nordeste e sudeste do Brasil, entre os estados de Sergipe e Rio de Janeiro (Shetino *et al.*, 2007). Com base na literatura, o cruzamento de registros da preguiça-de-coleira com as principais variáveis climáticas (temperatura, precipitação e umidade relativa) mostra que a espécie prefere um clima super-úmido a úmido, sem seca ou com uma subseca, quente (Hirsch, 2010), em áreas tipicamente com precipitação anual de 1.200 mm ou mais (Chiarello *et al.*, 2022).

A preguiça-de-coleira é predominantemente arborícola e encontrada em florestas tropicais úmidas. A maioria dos registros dessa espécie está associada a florestas perenes, enquanto apenas alguns avistamentos foram relatados em florestas semidecíduas (IUCN, 2022).

Aproximadamente 80% dos registros dessa espécie estão localizados em Floresta Ombrófila, demonstrando uma aparente preferência por matas ombrófilas densas (ICMBIO, 2018). Além disso, a espécie pode ser encontrada em florestas secundárias em processo de regeneração e em agroecossistemas sombreados, como as cabucas (plantio *de* cacau sob a cobertura de mata nativa no sul da Bahia) (IUCN, 2022). A espécie ocorre desde o nível do mar até os 200 m de altitude (71,5%), mas há uma percentagem significativa dos registros (14,6%) acima de 500 m, concentrados na região serrana do Espírito Santo (Hirsch, 2010).

Segundo a IUCN (2022), a área de vida da espécie preguiça-de-coleira é estimada em 2,8 a 5,9 ha. Elas se movem, em média 17 m durante o dia e 5 m à noite. O movimento individual mais longo já registrado foi de mais de 300 m em 5,5 horas. A longevidade na natureza é de aproximadamente 12 anos. Conforme Cassano (2006), na sua revisão de literatura sobre as áreas de vida do *B. torquatus*, foram identificadas áreas de vida entre 4,7 e 16,2 ha por Pinder (1997) e de 1,6 e 10,9ha por Chiarello *et al.* (2004). As áreas de vida desta espécie raramente excedem a 10ha, muitas vezes são de 1 a 2ha por preguiça (Chiarello *et al.*, 2004).

A distribuição espacial da preguiça-de-coleira na Mata Atlântica está restrita à costa da Bahia (62,3%) e centro-sul do Espírito Santo (29,2%), existindo poucos registros para as extremidades norte, Sergipe (1,5%) e sul, Rio de Janeiro (6,9%)

(Hirsch, 2010). Na Bahia, a preguiça-de-coleira possui suas maiores populações em matas do Sul do Estado (Cassano, 2016).

Há poucos estudos sobre o registro da distribuição geográfica da espécie no Litoral Norte da Bahia. Alguns dos registros já realizados, segundo dados secundários, foram os seguintes: em um estudo do Instituto Tamanduá intitulado “O Projeto de Conservação da preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*) – Praia do Forte (BA)”, foram capturados e analisados indivíduos no litoral norte da Bahia (Reserva Sapiranga e arredores) e em Sergipe (municípios de Indiaroba e Santa Luzia do Itanhy). Foi um trabalho pioneiro e de extrema importância para a conservação da espécie, uma vez que não existem amostras sanguíneas e demais informações das preguiças da região (Instituto Tamanduá, 2021). A partir deste projeto de Conservação da preguiça-de-coleira, também foi registrada por meio de entrevista e georreferenciamento a espécie preguiça-de-coleira no município do Conde - BA (Instituto Tamanduá, 2021), município onde encontra-se situada a área de estudo da presente pesquisa.

Ainda no Conde, especificamente na área da bacia do rio Bu, houve registro da preguiça-de-coleira na Fazenda Bu - Conde - Bahia, a partir da realização de um levantamento da mastofauna feito para um empreendimento de monocultura de coco. O registro foi realizado a partir de entrevista com a comunidade local da área de influência direta do empreendimento (Cosmos, 2011).

No Litoral Norte e áreas próximas ao locus da presente pesquisa há registros da espécie *Bradypus torquatus* também realizados pela empresa BRACELL. Os registros foram feitos na Reserva Particular de Patrimônio Natural – Lontra (RPPN) que faz parte do município de Entre Rios – Bahia (Figura 1) e outras localidades. Estas áreas encontram-se intercaladas com os plantios de eucalipto (Bracell, 2021).

Figura 1. Preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*) - RPPN Lontra/Entre Rios – Ba.



Fonte: Bracell (2021).

2.4.3 Histórico genético

Além de informações de áreas com distribuição da espécie *Bradypus torquatus*, é importante também entender a sua constituição genética. Pesquisa recente envolvendo genética molecular indicou que as populações remanescentes de preguiça-de-coleira estão divididas em pelo menos três subpopulações geneticamente diferenciadas. Estas populações estão concentradas no sul da Bahia (região de Ilhéus / Itabuna), região serrana do Espírito Santo (Santa Teresa e adjacências) e região norte do Rio de Janeiro (Silva Jardim e adjacências) (Hirchs, 2010).

Ainda sobre a pesquisa, os principais resultados demonstram que há grande diferenciação genética entre as populações destas três regiões e que estas são mais profundas e antigas entre Bahia e Espírito Santo (Hirchs, 2010). Sendo assim, dentro de cada população a diversidade genética é pequena e, entre as três populações, a da Bahia apresenta a maior diversidade e é a mais diferenciada das demais potencialmente constituindo uma nova subespécie (Cassano, 2006).

Segundo um estudo realizado por Lara-Ruiz *et al.* (2008), ao analisar indivíduos da espécie *Bradypus torquatus* das maiores populações remanescentes dos estados da Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro, tendo como objetivo

caracterizar a estrutura geográfica e também produzir estimativas de diversidade genética, foi indicado que as populações remanescentes são reprodutivamente isoladas e extremamente divergentes por apresentarem uma distribuição muito descontínua, com agrupamentos genéticos divergentes específico para diferentes regiões geográficas, provavelmente causado por fragmentação alopátrica.

O padrão observado para a população desse grupo, possui uma provável relação com as mudanças climáticas e de vegetação do Pleistoceno, indicando a presença de pelo menos duas unidades evolutivas independentes. Além disso, este trabalho também revelou para as regiões do norte e sul da Bahia (BA), Espírito Santo (ES) e Rio de Janeiro (RJ) que há várias populações geneticamente distintas dentro da distribuição da espécie, cujo manejo como unidades independentes é obrigatório para preservar sua distinção demográfica e minimizar a riscos para a conservação da genética do *B. torquatus*.

2.4.4. Dieta da preguiça-de-coleira

Quando se observa a dieta de indivíduos das espécies *B. torquatus*, são considerados especialistas uma vez que cada animal individualmente consome um número reduzido de plantas que compõem a dieta da espécie (Chiarello, 1998). As preguiças em geral têm baixas taxas metabólicas e estão soberbamente adaptados à vida arbórea, elas acham extremamente difícil se mover no chão em vegetação mais aberta (Chiarello *et al.*, 2004). Em função de seu hábito estritamente arborícola e folívoro, a espécie é profundamente afetada pela fragmentação, perda e destruição do habitat (Santos, 2020) (Figura 2).

Figura 2. Hábito arborícola da preguiça-de-coleira.



Fonte: Bracell (2021).

Segundo o Instituto Tamanduá (2021), no seu levantamento sobre a preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*) realizado no litoral norte baiano, revelam-se aspectos em comum e outros diferentes da composição da dieta desta espécie apontada para outros locais, bem como, com relação a dieta de outras espécies de preguiças do gênero *Bradypus*.

A listagem e quantificação da dieta apresentada em seu estudo, direciona ações que visam restaurar ou enriquecer o habitat para esta espécie no norte da Bahia. Além disto, tem o potencial de contribuir para que se possa tratar esta espécie de forma mais adequada quando for necessária sua manutenção em cativeiro. Para tais finalidades, recomenda-se o uso das espécies *Ficus clusiifolia*, *Bowdichia virgilioides*, *Tapirira guianensis*, *Trema micrantha*, *Artocarpus heterophyllus*, e *Protium heptaphyllum*, especialmente para populações que habitam áreas florestais costeiras do norte da Bahia, como a restinga arbórea.

Na verificação da composição da dieta da espécie *Bradypus torquatus* estudadas no Projeto de Conservação realizado na Reserva Sapiranga, Mata de São João - BA, constatou-se que as espécies se alimentaram unicamente de folhas durante o período investigado (Figura 3. A). A ingestão de botões (Figura 3. B), foi

registrada de forma oportunística por moradores locais da área de estudo na Reserva de Sapiiranga, o que provavelmente representa uma pequena parte da dieta destes animais.

Figura 3. Composição da dieta das preguiças-de-coleira (*B. torquatus*) estudadas no Projeto de Conservação realizado na Reserva Sapiiranga, Mata de São João, BA. A. Preguiça-de-coleira se alimentando de folha de embaúba. B. Preguiça-de-coleira se alimentando de botões



Fonte: Instituto Tamanduá (2021).

2.4.5 Conservação do habitat e principais ameaças à espécie *Bradypus torquatus*

A perda e fragmentação de habitat oriundas do desmatamento, aumento da malha rodoviária e os incêndios estão entre as principais ameaças à espécie preguiça-de-coleira (Instituto Tamanduá, 2021). A fragmentação e descaracterização do habitat contribuem para que a preguiça-de-coleira enfrente grandes ameaças, como a destruição das florestas e a perda da diversidade genética, causando o isolamento das populações (ICMBIO, 2018). Dessa forma, os indivíduos isolados em fragmentos florestais circundados por áreas de pastagem ou agricultura enfrentam baixas chances de sobrevivência, seja por causa de riscos genéticos, demográficos e ambientais que normalmente cometem pequenos tamanhos populacionais (Chiarello *et al.*, 2004).

Considerando o comportamento desses animais, aos poucos esses indivíduos que se aventuram fora dos fragmentos têm uma probabilidade muito alta de ser morto por predação de humanos e de animais do tipo silvestres e domésticos (principalmente cães), ou devido à fome e estresse (Chiarello *et al.*, 2004). A escassez alimentar significa uma contribuição a mais para a sua inanição e facilitação de sua captura. Em muitas regiões, o fato de se deslocarem lentamente

entre os trechos de mata em busca de alimento, tem facilitado a captura e predação dessa espécie. Outro fator importante, é que uma alimentação escassa aliada ao stress sofrido pelo animal, muitas vezes, se traduz por lesões do aparelho digestório, levando-as frequentemente a morte (Azarias, 2005).

Em áreas com pouco habitat disponível para a espécie, seu deslocamento pode incluir o uso de áreas abertas, como pastagens. Ameaças adicionais incluem caça de subsistência, uso na medicina tradicional e mortalidade acidental de *B. torquatus* nas estradas (Chiarello *et al.*, 2022). Assim sendo, “o isolamento de pequenas subpopulações em pequenos fragmentos florestais pode condenar uma parte significativa das populações das espécies a extinções locais” (Chiarello *et al.*, 2004, p. 428).

A manutenção da espécie *Bradypus torquatus*, garantindo um fluxo gênico ao longo de sua extensão, ocorre na presença de grandes blocos florestais bem preservados e paisagens que mantêm uma matriz com predominância de cobertura florestal (Cassano, 2006), e o isolamento de pequenas populações pode levar a uma redução drástica no fluxo gênico. Conforme o status de conservação da preguiça-de-coleira, ela foi recentemente avaliada pela Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (International Union For Conservation Of Nature's) em 2022, estando seu *status* como vulnerável (Chiarello *et al.*, 2022).

Por fim, a identificação da estrutura florestal é de fundamental importância, pois a fragmentação pode causar mudanças irreversíveis nos sistemas ecológicos e na biodiversidade (Santos, 2014) e a identificação da configuração da estrutura florestal pode contribuir para a conectividade de áreas de floresta nativa, consequentemente, facilitar o fluxo gênico de espécies vegetais e animais, contribuindo para a manutenção da biodiversidade da Floresta Atlântica (Franco *et al.*, 2007).

No contexto da preservação da espécie *Bradypus torquatus*, é fundamental identificar como encontra-se a estrutura e configuração dos habitats da preguiça-de-coleira. Chiarello *et al.* (2015) propõe que a melhor estratégia para beneficiar a conservação da espécie seria aumentar a conexão entre fragmentos, visando a restauração do fluxo gênico.

REFERÊNCIAS

- ALVES, Lander de Jesus. **Efeito da fragmentação florestal sobre as comunidades de fungos micorrízicos arbusculares da floresta atlântica do extremo sul da Bahia.** 2004. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Biomonitoramento) – Universidade Federal da Bahia - UFBA, Salvador, BA, 2004. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/handle/ri/10096>. Acesso em: 19 abr. 2022.
- ANDRÉN, Henrik. Effects of fragmentation on birds and mammals in landscapes with diferente proportions of suitable habitat – a review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 355-366, jul. 1994. DOI: <https://doi.org/10.2307/3545823>
- ARROYO-RODRIGUEZ, Victor.; LENORE, Fahrig.; TABARELLI, Marcelo.; WATTING, James I.; TISCHENDORF, Lutz.; BENCHIMOL, Maíra.; CAZETTA, Eliana.; FARIA, Deborah.; LEAL, Inara R.; MELO, Felipe P. L.; MORANTE-FILHO, José C.; SANTOS, Bráulio A.; ARASA-GISBERT, Ricard.; ARCE-PEÑA, Norma.; CERVANTES-LÓPEZ, Martín J.; CUDNEY-VALENZUELA, Sabine.; GALÁN-ACEDO, Carmen.; SÃO-JOSÉ, Miriam.; VIEIRA, Ima C. G.; FERRY SLIK, J. W.; NOWAKOWSKI, A. Justin.; TSCHARNTKE, Teja. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23, p. 1404–1420, apr. 2020. DOI: [doi: 10.1111/ele.13535](https://doi.org/10.1111/ele.13535). Disponível em: <https://carleton.ca/glel/wp-content/uploads/Arroyo-Rodriguezetal2020EcolLet.pdf>. Acesso em: 18 fev. 2022.
- AZARIAS, Rose Eli Grassi Rici. **Morfologia dental da preguiça-de-coleira *Bradypus torquatus* Illiger, 1811.** Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Anatomia dos Animais Domésticos e Silvestres da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, 2005.
- BECA, Gabrielle Cristina. **Influência da paisagem sobre a persistência de mamíferos terrestres em fragmentos de Mata Atlântica.** 2016. 41 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Biodiversidade) – Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, SP, 2016. Disponível em: https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/134349/beca_gc_me_rcla.pdf?sequence=3&isAllowed=y. Acesso em: 27 ago. 2022.
- BLINDER, Daniella. **Análise da fragmentação da mata atlântica na região sul da Bahia: Uma contribuição da geotecnologia para o estudo da dinâmica da paisagem.** Anais: X Encontro de Geógrafos da América Latina, São Paulo, p. 2101-2128, mar. 2005. Disponível em: <http://observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal10/Geografiasocioeconomica/Geografiaespacial/04.pdf>. Acesso em: 22 mar. 2022.
- BRACELL. Floresta Sempre Viva. 2021. Disponível em: https://www.bracell.com/noticias/lancamento-floresta-sempre-viva/?fbclid=IwAR2Br9p5nWyyC_MtYXUWsmLzvM9WVOK0pJrFbwOuPDvSER_VNZr9Tcx5I7s. Acesso em: 22 nov. 2023.

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 Arumã, Goiás.** 2009. 109 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009. Disponível em: <http://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tde/2581>. Acesso em: 5 abr. 2022.

CASSANO, Camila Righetto. **Ecologia e conservação da preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus* Illiger, 1811) no sul da Bahia.** 2006. 127 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA, 2006. Disponível em: http://www.uesc.br/cursos/pos_graduacao/mestrado/zoologia/dissertacoes/camila_righetto_cassano.pdf. Acesso em: 11 set. 2022.

CHIARELLO, Adriano G. Activity budgets and ranging patterns of the Atlantic forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). **J. Zool., Lond**, v. 246, p. 1-10, sep. 1998. DOI: doi:10.1111/j.1469-7998.1998.tb00126.x

CHIARELLO, A. G.; CHIVERS, D. J.; BASSI, C.; MACIEL, M. A. F.; MOREIRA, L. S.; BAZZALO, M. A translocation experiment for the conservation of maned sloths, *Bradypus torquatus* (Xenarthra, Bradypodidae). **Biological Conservation**, v. 118, n. 4, p. 421–430, aug. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.09.019> Get rights and content

CHIARELLO, A. G.; Miranda, F. R.; XAVIER, G. A. A.; MORAES-BARROS, N.; VAZ, S. M. **Avaliação do Risco de Extinção de *Bradypus torquatus* (Illiger, 1811). Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira.** ICMBio, 2015. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/centros-de-pesquisa/cpb/arquivos/fichas_xenathra/pilosa/ficha_bradypus_torquatus.pdf . Acesso em: 20 nov. 2023.

CHIARELLO, A.; SANTOS, P.; MORAES-BARROS, N.; MIRANDA, F. *Bradypus torquatus*. **A Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN.** 2022. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/3036/210442361#geographic-range>. Acesso em: 28 jun. 2023.

COSMOS, Engenharia e Planejamentos. **Fazenda Bu: Diagnóstico ambiental: restrições e potencialidades ambientais.** Endereço comercial, Estrada do Côco, Km 22, Centro Comercial Ponto Verde – Lauro de Freitas, Bahia, 2011, 131 p. Disponível em: www.cosmosengenharia.com.br. Acesso em: 3 jun. 2022.

COX, Barry.; MOORE, Peter D. **Biogeografia. Uma abordagem ecológica e evolucionária.** 7. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2013.

EGERER, M.; FOUCH, N.; ANDERSON E. C.; CLARKE, M. Socio-ecological connectivity differs in magnitude and direction across urban landscapes. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 327-345, mar. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61230-9>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-020-61230-9>. Acesso em: 22 set. 2022.

ESQUIVEL, Marcus Santos. **O quaternário costeiro do município de Conde: Implicações para a gestão ambiental.** 2006. 113 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, 2006. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/handle/ri/23378>. Acesso em: 18 ago. 2022.

FAHRIG, Lenore. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological Applications**, v. 12, n. 2, p. 346-353, apr. 2002. DOI: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0346:EOHFOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0346:EOHFOT]2.0.CO;2)

FAHRIG, Lenore. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Canadá, v. 34, p. 487-515, nov. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.

FORERO-MEDINA, German.; VIEIRA, Marcus Vinícius. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecol. Bras.**, v. 11, n. 4, p. 493-502, dez. 2007. DOI: 10.4257/oeco.2007.1104.03. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/5690>. Acesso em: 23 abr. 2022.

FRANCO, G. A. D. C.; SOUZA, F. M de.; IVANAUSKAS, N. M.; MATTOS, I. F. A.; BAITELLO, J. B.; AGUIAR, O. T.; CATARUCCI, A. F. M.; POLISEL, R. T. Importância dos remanescentes florestais de Embu (SP, Brasil) para a conservação da flora regional. **Biota Neotrop**, v. 7, n. 3, p. 145-162, set. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000300017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/gTBn9ppNc8SrVJK8T3gtbnx/?lang=pt>. Acesso em: 11 ago. 2022.

GIBBS, James P. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. **Biological Conservation**, v. 100, n. 1, p. 15-20, jul. 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00203-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00203-2)

GIULIETTI, A. M.; RAPINI, A.; ANDRADE, M. J. G.; QUEIROZ, L. P.; SILVA, J. M. C. **Plantas Raras do Brasil.** Conservação Internacional, Belo Horizonte, MG, 2009, 496 p. Disponível em: https://www.conservation.org/docs/default-source/brasil/Conteudo-completo_Plantas-Raras-do-Brasil_final.pdf. Acesso em: 11 maio. 2022.

GRANTHAM, H. S.; DUNCAN, A.; EVANS, T. D.; JONES, K. R.; BEYER, H. L.; SCHUSTER, R.; WALSTON, J.; RAY, J. C.; ROBINSON, J. G.; CALLOW, M.; CLEMENTS, T.; COSTA, H. M.; DEGEMMIS, A.; ELSEN, P. R.; ERVIN, J.; FRANCO, P.; GOLDMAN, E.; GOETZ, S.; HANSEN, A.; HOFVANG, E.; JANTZ, P.; JUPITER, S.; KANG, A.; LANGHAMMER, P.; LAURANCE, W. F.; LIEBERMAN, S.; LINKIE, M.; MALHI, Y.; MAXWELL, S.; MENDEZ, M.; MITTERMEIER, R.; MURRAY, N. J.; POSSINGHAM, H.; RADACHOWSKY, J.; SAATCHI, S.; SAMPER, C.; SILVERMAN, J.; SHAPIRO, A.; STRASSBURG, B.; STEVENS, T.; STOKES, E.; TAYLOR, R.; TEAR, T.; TIZARD, R.; VENTER, O.; VISCONTI, P.; WANG, S.; WATSON, J. E. M. Anthropogenic modification of forests means Only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. **Nature Communications**, v. 11, n. 5978, p. 1-10, dec. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19493-3>

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; SONG, D.X.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems.. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1-9, mar. 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1500052. 2018

HAILA, Yrjö. A Conceptual Genealogy of Fragmentation Research: From Island Biogeography to Landscape Ecology. **Ecological Applications**, v. 12, n. 2, p. 321-334, apr. 2002. DOI: <https://doi.org/10.2307/3060944>

HIRSCH, André. **Localidades de Ocorrência de *Bradypus torquatus* (Pilosa, Bradypodidae) na Mata Atlântica: geoprocessamento e Distribuição potencial**. 2010. 79 f. Pós-Doutorado (Relatório Técnico Final) - Programa de Pós-Graduação em Zoologia de Vertebrados. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2010. DOI:10.13140/RG.2.1.3704.8401

INEMA. Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **APA Litoral Norte do Estado da Bahia**. 2020. Disponível em <http://www.inema.ba.gov.br/gestao-2/unidades-de-conservacao/apa/apa-litoral-norte-do-estado-da-bahia/>. Acesso em: 18 nov. 2020.

INSTITUTO TAMANDUÁ. Projeto Preguiça. **Relatório Final do Projeto de Conservação da preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*) – Base Praia do Forte (BA)**. CLN. Consórcio Litoral Norte, Mata de São João, jan. 2021. 80 p. Disponível em: <https://www.tamandua.org/doacao-projeto-preguica/>. Acesso em: 19 mar. 2022.

IUCN. União Internacional para a Conservação da Natureza. **A preguiça-de-coleira *Bradypus torquatus* foi recentemente avaliada pela Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN em 2022**. 2022. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/3036/210442361>. Acesso em: 26 jun. 2023.

JESUS, Edilma Nunes de. **Avaliação dos fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Poxim (Sergipe-Brasil) para fins de restauração ecológica**. 2013. 94 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2013. Disponível em: https://ri.ufs.br/bitstream/riufs/6558/1/EDILMA_NUNES_JESUS.pdf. Acesso em: 12 fev. 2022.

JESUS, E. N. D.; FERREIRA, R. A.; ARAGÃO, A. G. D.; SANTOS, T. I. S.; ROCHA, S. L. Estrutura dos fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Poxim-SE, como subsídio à restauração ecológica. **Revista Árvore**, v. 39, n. 3, p. 467-474, 2015.

LANGENDOEN, D.F; NICHOLS, W.; ROCCHIO, J.; WALZ, K.; LEMLY, J. An Introduction to NatureServe's Ecological Integrity Assessment Method. **NatureServe**, Arlington, VA, 2016, 33 p. Disponível em:

https://www.natureserve.org/sites/default/files/publications/eia_2019.pdf. Acesso em: 16 abr. 2022.

KIMBERLY, With A. An Introduction to Landscape Ecology: Foundations and Core Concepts. **Essentials of Landscape Ecology**, Oxford, 2019. 13 p. DOI: <https://doi.org/10.1093/oso/9780198838388.003.0001>

LARA-RUIZ, P.; CHIARELLO, A. G.; SANTOS, F. R. Divergência populacional extrema e implicações para a conservação da rara preguiça da Mata Atlântica ameaçada de extinção, *Bradypus torquatus* (Pilosa: Bradypodidae). **Conservação Biológica**, v. 141, n. 5, p. 1332–1342, 2008.

MAIA, Margareth Peixoto.; SANTOS, Sidnei Sampaio. **Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade no Litoral Norte da Bahia – Importância, Ameaças e Estratégias de Conservação**. Núcleo Mata Atlântica - Ministério Público do Estado da Bahia, 2013, 25 p. Disponível em: <http://dspace.sistemas.mpba.mp.br/jspui/handle/123456789/321>. Acesso em: 22 nov. 2022.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of fragmentation effects. **Ecological Applications**, v. 12, n. 2, p. 335–345, 2002.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria MMA N.º 148, de 7 de Junho de 2022**. 2022. Altera os Anexos da Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P_mma_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extincao.pdf. Acesso em: 22 abr. 2022.

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil. **Agricultura foi o tipo de uso de solo que mais cresceu na Mata Atlântica nos últimos 37 anos. Áreas urbanizadas triplicaram entre 1985 e 2021**. s.d, v. 7.1 (artigo eletrônico). Disponível em: <https://mapbiomas.org/57-dos-municipios-da-mata-atlantica-tem-menos-de-30-de-vegetacao-natural#:~:text=Enquanto%20a%20cobertura%20florestal%20recua,percentual%20alcan%C3%A7ou%2017%2C6%25>. Acesso em: 18 out. 2022.

MARTINS, Paulo Sodero. Estrutura populacional, fluxo gênico e conservação "in situ". **IPEF**, n. 35, p. 71-78, abr. 1987.

METZGER, Jean Paul. O que é ecologia de paisagem? **Biota Neotrop**. v. 1, n. 1, p. 1-9, nov. 2001. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032001000100006>.

MONTEIRO-FILHO, Emygdio Leite de Araujo.; CONTE, Carlos Eduardo (orgs.). **Revisões em zoologia: Mata Atlântica**. 1. ed. Curitiba: Ed. UFPR, 2017, 490 p. (Série Pesquisa, 310). Disponível em:

https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/63950/Revisoes_em_Zoologia.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 23 jul. 2022.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 24, n. 403(6772), p. 853-858, feb. 2000. DOI: 10.1038/35002501. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10706275/>. Acesso em: 22 jul. 2022.

PINOTTI, Bruno Trevizan. **Pequenos mamíferos terrestres e a regeneração da Mata Atlântica: influência da estrutura do habitat e da disponibilidade de alimento na recuperação da fauna**. 2010. 124 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010. DOI: 10.11606/D.41.2010.tde-21052010-103340. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41133/tde-21052010-103340/pt-br.php>. Acesso em: 26 abr. 2022.

RANDS, M. R.; ADAMS, W. M.; BENNUN, L.; BUTCHART, S. H.; CLEMENTS, A.; COOMES, D.; ENTWISTLE, A.; HODGE, I.; KAPOV, V.; SCHARLEMANN, J. P.; SUTHERLAND, W. J.; VIRA, B. Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. **Science**, v. 329, n. 5997, p. 1298-303, sep. 2010. DOI: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1189138>.

RAVAN, S. A.; ROY, P. S. Landscape ecological analysis of disturbance gradient using geographic information system in the Madhava National Park. **Current Science**, v. 69, n. 3, p. 309-315, feb. 1995.

RIBEIRO, Natalia Barbosa.; JOHNSON, Rosa Maria Formiga. **Integridade Ecológica**. Rio de Janeiro, s.d. Disponível: https://abr.br.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/155/aba366326db2859f61be248dfd561ba4_1c6d4c5aa71f92b992265e11057c4e78.pdf. Acesso em: 26 jun. 2022.

SANDRE, Adriana Afonso. **O Planejamento Ambiental à luz da Ecologia da Paisagem Estudo Aplicado da Zona de Amortecimento do Parque Estadual da Cantareira**. 2017. 235 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, 2017. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/16/16135/tde-21122017-105418/publico/AdrianaAfonsoSandreCor.pdf>. Acesso em: 21 set. 2022.

SAN-JOSÉ, M.; WERDEN, L. K.; JOYCE, F. H.; LEIGHTON REID, L.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Effects of landscape structure on restoration success in tropical premontane forest. **Scientific Reports**, v. 12, n. 13452, p. 1-10, aug. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-16542-3>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-022-16542-3#citeas>. Acesso em: 13 maio. 2022.

SANTOS, Juliana Silveira dos. **Influência da permeabilidade da matriz e da heterogeneidade da paisagem na conservação da biodiversidade de mamíferos terrestres**. 2014. 110 f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos, SP, 2014.

Disponível em:
<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m21b/2014/10.22.19.05>. Acesso em: 18 nov. 2022.

SANTOS, Paloma Marques. **Avaliação da ocupação e da adequabilidade ambiental para a preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*, Illiger 1811): uma abordagem multi-espacial e multi-temporal com contribuições para a conservação da biodiversidade**. 2020. 246 f. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2020. Disponível em:
https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/34059/1/Tese_PalomaMSantos_VersaoFinal_2020.pdf. Acesso em: 10 abr. 2023.

SERROTE, C. M. L.; REINIGER, L. R. S.; COSTA, L. S. da.; STEFANEL, C. M.; SILVA, K. B. da.; RABAIOLLI, S. M. S. Simulation of pattern of gene flow in Canjerana fragments in the Brazilian Atlantic Rainforest for evaluating genetic conservation strategies. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 49, n. 8, p. 1-8, jun. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20180764>. Disponível em:
<https://www.scielo.br/j/cr/a/dBxWGPzcspqVCsr9SmGP4dc/?lang=en> Acesso em: 17 jan. 2022.

SOARES FILHO, Britaldo Silveira. **Modelagem da dinâmica de paisagem de uma região de fronteira de colonização amazônica**. 1998. 299 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998. Disponível em:
<https://repositorio.usp.br/item/001030261>. Acesso em: 03 jul. 2023

SOUZA C. G.; ZANELLA, L.; BORÉM, R. A. T.; CARVALHO, L. M. T. de.; ALVES, H. M. R.; VOLPATO, M. M. L. Análise da fragmentação florestal da área de proteção ambiental Coqueiral, Coqueiral – MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 3, p. 631-644, sep. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/1980-509820142403011>. Disponível em:
<https://www.scielo.br/j/cflo/a/MVTXzxwJGT9G8wZx8kZKSYK/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 22 jun. 2022.

TAYLOR, P.; FAHRIG, L.; WITH, K. Landscape connectivity: A return to the basics. In: CROOKS, K.; SANJAYAN, M. (eds.). **Connectivity Conservation, Conservation Biology**, Cambridge: Cambridge University Press, p. 29-43, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821.003>.

TRIVELLA, Renato. **Ecologia de Paisagem e Biogeografia de Ilhas**. 2016. Disponível em: https://leap.ufsc.br/files/2016/07/TrivellaRenato_paisagembigeografia.pdf. Acesso em: 19 nov. 2022.

VOLOTÃO, Carlos Frederico de Sá. **Trabalho de análise espacial: métricas do Fragstats**. 1998. 48 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos, 1998. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/cursos/ser431/trabalhos/fragstats.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2022.

3. ARTIGO 1

ASPECTOS AMBIENTAIS DA BACIA DO RIO DO BÚ, LITORAL NORTE, BAHIA

RESUMO

Na perspectiva moderna de gestão do território, toda ação de planejamento, ordenação ou monitoramento do espaço deve incluir a análise dos diferentes componentes do ambiente, incluindo o meio físico-biótico, a ocupação humana, e seu inter-relacionamento. No estudo sobre bacias hidrográficas, a precisa delimitação da bacia permite realizar um planejamento adequado para ocupação e uso correto pela sociedade. O presente estudo trata-se da caracterização dos aspectos físicos e ambientais da Bacia hidrográfica do rio Bu. Esta abrange os municípios de Conde e Esplanada e possui uma área total de 26.893 hectares. A bacia do rio Bu encontra-se inserida entre as coordenadas geográficas -12°.06' a -11°.77' Latitude Sul e -37°.91' a -37°.68' Longitude Oeste. A metodologia utilizada para descrição e caracterização dos elementos que compõem a paisagem foi a partir estudos secundários com levantamento bibliográfico, além de obtenção de dados vetoriais para realização de mapeamento da área de estudo. As bases de dados são compatíveis com a escala 1:250.000. Os dados foram processados em ambiente SIG por meio do uso de Software QGIS, versão 3.16.7 com GRASS 7.8.5, onde houve a elaboração dos mapas temáticos das áreas de estudo. Os dados secundários foram obtidos através de plataformas como Banco de Informações Ambientais (BDIA) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para obtenção de dados espaciais de geomorfologia, geologia, pedologia e vegetação; Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR) para obtenção de dados de Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL); Agência Nacional de Água e Saneamento Básico (ANA) para obtenção de dados das bacias hidrográficas; e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para obtenção de dados espaciais da divisão político-administrativa (dpa) da Bahia. O resultado da avaliação da caracterização da área de estudo, evidencia que a maioria das áreas da bacia é composta geologicamente pela unidade Barreiras correspondendo às áreas de cobertura vegetal do tipo Floresta Ombrófila e Ecótonos. Estas áreas também coincidem com as áreas de unidade geomorfológica Tabuleiros Costeiros do Brasil Centro-Oriental possuindo solos Argissolo-vermelho-amarelo-distrófico. A partir dos dados espaciais do SICAR e dos dados do zoneamento que fazem parte APA Litoral Norte, verificou-se que os remanescentes florestais do tipo Floresta ombrófila tem grande parte inserida dentro da APA Litoral Norte e coincidem com a vegetação protegida pelas áreas de Reserva Legal (RL) que fazem parte da paisagem da bacia do rio Bu.

Palavras-chave: Aspectos ambientais. Bacia Hidrográfica. Área de preservação. Floresta Ombrófila. Remanescentes Florestais.

ABSTRACT

In the modern perspective of territory management, every action of planning, ordering or monitoring of space must include the analysis of the different components of the environment, including the physical-biotic environment, human occupation, and their interrelationship. In the study on watersheds, the precise delimitation of the basin allows to carry out an adequate planning for occupation and correct use by society. The present study is about the characterization of the physical and environmental aspects of the Bu River Basin. The Bu River watershed covers the municipalities of Conde and Esplanada and has a total area of 26,893 hectares. The Bu River basin lies between the geographical coordinates $-12^{\circ}.06'$ to $-11^{\circ}.77'$ South Latitude and $-37^{\circ}.91'$ to $-37^{\circ}.68'$ West Longitude. The methodology used to describe and characterize the elements that make up the landscape was based on secondary studies with bibliographic survey, in addition to obtaining vector data to map the study area. The databases are compatible with the 1:250,000 scale. The data were processed in a GIS environment through the use of QGIS Software, version 3.16.7 with GRASS 7.8.5, where the thematic maps of the study areas were elaborated. Secondary data were obtained through platforms such as the Environmental Information Bank (BDIA) of the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE) to obtain spatial data on geomorphology, geology, pedology and vegetation; National Rural Environmental Registry System (SICAR) to obtain data from Permanent Preservation Areas (APP) and Legal Reserve (RL); National Agency for Water and Basic Sanitation (ANA) to obtain watershed data; and the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE) to obtain spatial data from the political-administrative division (dpa) of Bahia. The result of the evaluation of the characterization of the study area shows that most of the areas of the basin are geologically composed by the Barreiras unit, corresponding to the areas of vegetation cover of the ombrophilous forest and ecotones type. These areas also coincide with the areas of geomorphological unit Coastal Tablelands of Central-Eastern Brazil possessing Argissolo-red-yellow-dystrophic soils. From the spatial data of SICAR and the zoning data that are part of the APA North Coast, it was found that the forest remnants of the Ombrophilous Forest type have a large part inserted within the APA North Coast and coincide with the vegetation protected by the Legal Reserve (RL) areas that are part of the landscape of the Bu River basin.

Keywords: Ambeineural aspects. Watershed. Preservation área. Ombrophilous Forest. Forest remnants.

3.1 Introdução

Na perspectiva moderna de gestão do território, “toda ação de planejamento, ordenação ou monitoramento do espaço deve incluir a análise dos diferentes componentes do ambiente, incluindo o meio físico-biótico, a ocupação humana, e seu inter-relacionamento” (Medeiro; Câmara, 2001, p. 1). No estudo sobre bacias hidrográficas, a precisa delimitação da bacia permite realizar um planejamento adequado para ocupação e uso correto pela sociedade. A delimitação dos divisores de água de uma bacia é considerada importante para estudos ligados à sua modelagem hidrológica e ambiental (Costa *et al.*, 2016).

Deve-se considerar os aspectos inerentes aos sistemas ambientais físicos (geossistemas) e socioeconômicos ao realizar um planejamento temático, que pode ser de caráter urbano, rural, ambiental, econômico, dentre outros (Girão; Corrêa, 2004). Nas áreas de bacias hidrográficas seus componentes atuam em interação constante e respondem à interferência de ações naturais e antrópicas, sendo que esta dinâmica pode afetar o ecossistema inteiro. Esta dinâmica faz com que as áreas das bacias hidrográficas sejam escolhidas como unidade espacial para estudos de caso (Santos; Lima, 2018).

Conceitualmente, bacia hidrográfica é definida como toda área geográfica que drena água, sedimentos e materiais em solução para um ponto comum, em todo o curso de água ou rio (Rasmusson; Carpenter, 1983). Formam redes que drenam a água por longos trechos, interagindo diretamente com variados elementos naturais que fazem parte do espaço terrestre (Guerra; Cunha, 2012).

Considerando a importância do estudo das bacias hidrográficas como forma de planejamento e gestão ambiental, o presente capítulo trata-se da caracterização dos aspectos físicos e ambientais da Bacia hidrográfica do rio Bu. Esta caracterização visa atender um dos objetivos da pesquisa que tem como intuito além de caracterizar, também quantificar os elementos físicos e naturais que compõem a paisagem, incluindo a geologia, geomorfologia, vegetação, pedologia e unidades de conservação existentes na área.

Estas informações servirão para embasamento e compreensão do cenário onde os remanescentes florestais da Bacia do rio Bu encontram-se inseridos. Segundo Siqueira *et al.* (2008), ao analisar uma paisagem ou qualquer outra

composição física, biológica ou química especializada, faz-se necessária a descrição, identificação e classificação dos componentes que os constituem.

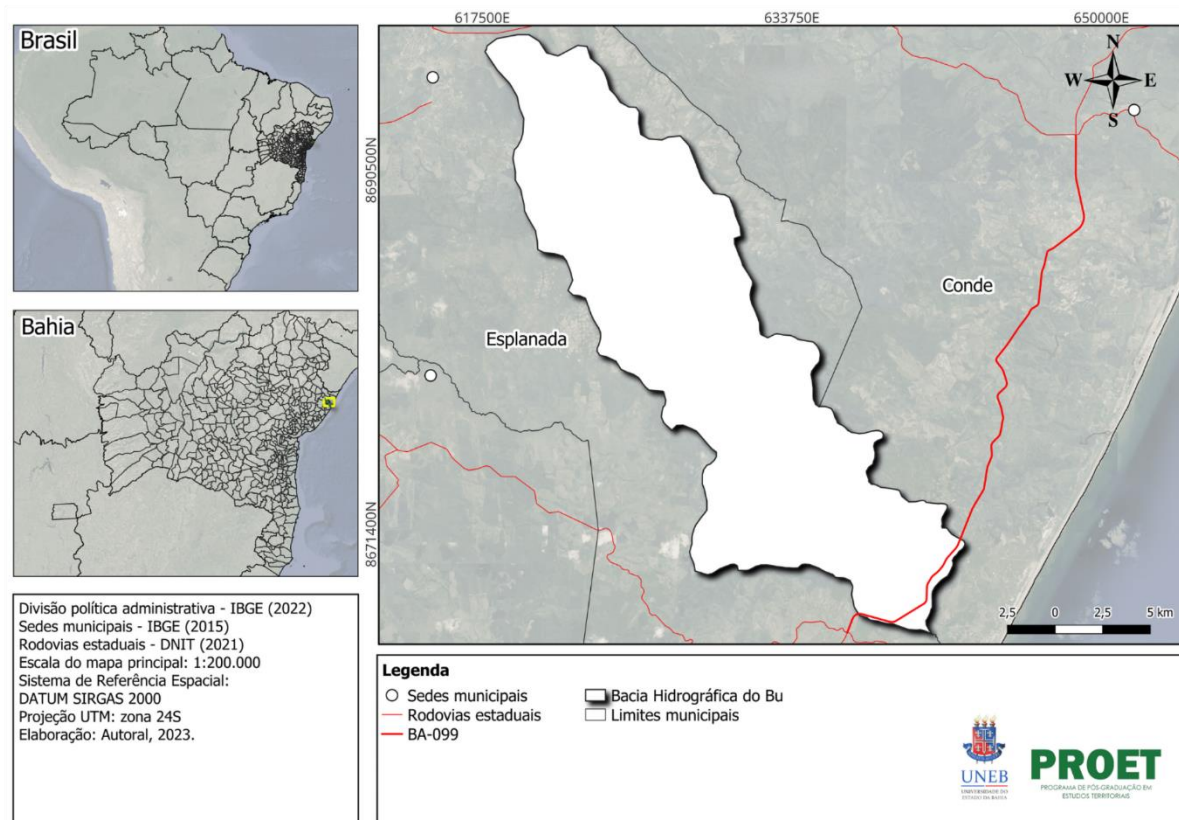
3.2 Material e Métodos

3.2.1 Área de estudo

O *locus* da pesquisa é a Bacia hidrográfica do rio Bu, localizada na região do Litoral Norte da Bahia (Figura 4), abrangendo os municípios de Conde e Esplanada (IBGE, 2021), inserida entre as coordenadas geográficas -12°.06' a -11°.77' Latitude Sul e -37°.91' a -37°.68' Longitude Oeste. Possui uma área total de 26.893 hectares, 3.044 hectares no município de Conde e 23.859 hectares em Esplanada.

Uma porção da bacia do rio Bu está inserida dentro da APA Litoral Norte (APA/LN) correspondendo a 2.982,605 hectares. O trecho da rodovia Ba-099, construída em 1970 (CLN, 2022), atravessa parte da área da bacia do rio Bu, próximo a foz, especificamente na região pertencente a APA/LN.

Figura 4. Localização da bacia hidrográfica do rio Bu – Litoral Norte – BA.



Fonte: Autoral (2023).

O rio Bu nasce no município de Esplanada, tendo parte de seu leito percorrendo o município do Conde e sua foz no rio Inhambupe, localizada no distrito chamado Baixio, município de Esplanada. O rio Bu percorre 31,7 km da nascente até a foz, sendo um afluente do rio Inhambupe. A bacia do Inhambupe faz parte do quinto nível hierárquico de bacias hidrográficas do Brasil (ANA, 2021).

3.2.2 Dados espaciais

Os dados secundários foram processados em ambiente SIG, por meio do uso de Software QGIS, versão 3.16.7 com GRASS 7.8.5, para elaboração dos mapas temáticos.

Os dados secundários, em formato vetorial, em formato tabular (xls e pdf) e também um dicionário de conceitos com o significado dos termos e siglas utilizados no mapeamento, foram obtidos de bancos de dados digitais, a saber: Banco de Informações Ambientais (BDIA) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para obtenção de dados espaciais de geomorfologia, geologia, pedologia e

vegetação; Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR) para obtenção de dados de Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL); Agência Nacional de Água e Saneamento Básico (ANA) para obtenção de dados das bacias hidrográficas; e Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia (SEI) para obtenção de dados espaciais da divisão político-administrativa (DPA) da Bahia.

As bases de dados contidas no BDIA estão na escala 1:250.000, atualizadas a cada dois anos por especialistas, construídas a partir da interpretação de imagens de sensores orbitais e atividades de campo (IBGE, 2022).

Os dados referentes à bacia hidrográfica foram obtidos a partir do site da Agência Nacional de Água (Ana, 2021, em escala 1:250.000 – BHB250, no formato Shape File (shp) (ANA, 2022).

Os dados referentes à Divisão Político Administrativa (DPA) da Bahia foram obtidos a partir da plataforma do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, no formato Shape File (shp).

Todos os dados estão referenciados ao Sistema Geodésico Brasileiro (atualmente SIRGAS 2000). Por fim, os dados vetoriais do tipo Reserva legal (RL), foram obtidos a partir do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR). O arquivo vetorial da APA litoral Norte da Bahia (APA/LN) foi obtido por meio de dados secundários (INEMA, 2022).

3.3 Resultados e Discussão

A partir de dados secundários e análise dos dados (clima, geomorfologia, geologia, pedologia, vegetação, hidrografia e áreas de proteção ambiental), obteve-se resultados quantitativos e descreveu-se o cenário atual da bacia do rio Bu.

3.3.1 Clima

A bacia hidrográfica do rio Bu encontra-se inserida na região do Litoral Norte da Bahia, próximo a zona costeira, apresentando características morfoclimáticas de acordo com sua localização latitudinal com altos índices pluviométricos e de

umidade. O modelo geral de circulação do Litoral Norte que influencia na área de estudo, é caracterizado pela ocorrência dos ventos alísios de sudeste, que atuam durante quase todo o ano e de sistemas frontais responsáveis pelas frentes-frias, ocorrentes no outono e inverno. Os índices pluviométricos variam de 1.200 mm a 2.000 mm anuais (Nunes; Matos, 2017).

A variação climática ocorre no sentido leste-oeste, com predomínio dos climas tropical úmido a subúmido e subúmido a seco. O clima úmido ocorre entre Conde e Itanagra, já o semiárido, entre Itapicuru e Inhambupe (CODETER, 2017). Segundo Esquivel (2016), os maiores valores pluviométricos são verificados entre os meses de março a agosto, devido a uma maior atuação dos sistemas frontais de origem sub-antártica neste período. Na região litorânea de Conde as médias pluviométricas anuais variam entre 1.500 mm e 1.700 mm. Os valores médios mensais e anuais de temperatura para a região são de 23 a 25° C, com amplitudes térmicas anuais variando entre 3 e 6° C.

3.3.2 Hidrografia

O rio Bu, que dá nome a bacia é um rio intermitente pertencente à bacia do rio Inhambupe. A bacia do Inhambupe faz parte do quinto nível hierárquico de bacias hidrográficas do Brasil (ANA, 2021). Segundo Esquivel (2016), a região do Litoral Norte do Estado da Bahia encontra-se inserida na Região Hidrográfica do Atlântico Leste Brasileiro, abrangendo um total de 4 sub-bacias, dentre elas está a do rio Inhambupe.

O rio Bu percorre 31.7 km da nascente até a foz, sendo um afluente do rio Inhambupe; nasce no município de Esplanada, tendo parte de seu leito percorrendo o município do Conde e sua foz no rio Inhambupe, localizada no distrito chamado Baixio, município de Esplanada.

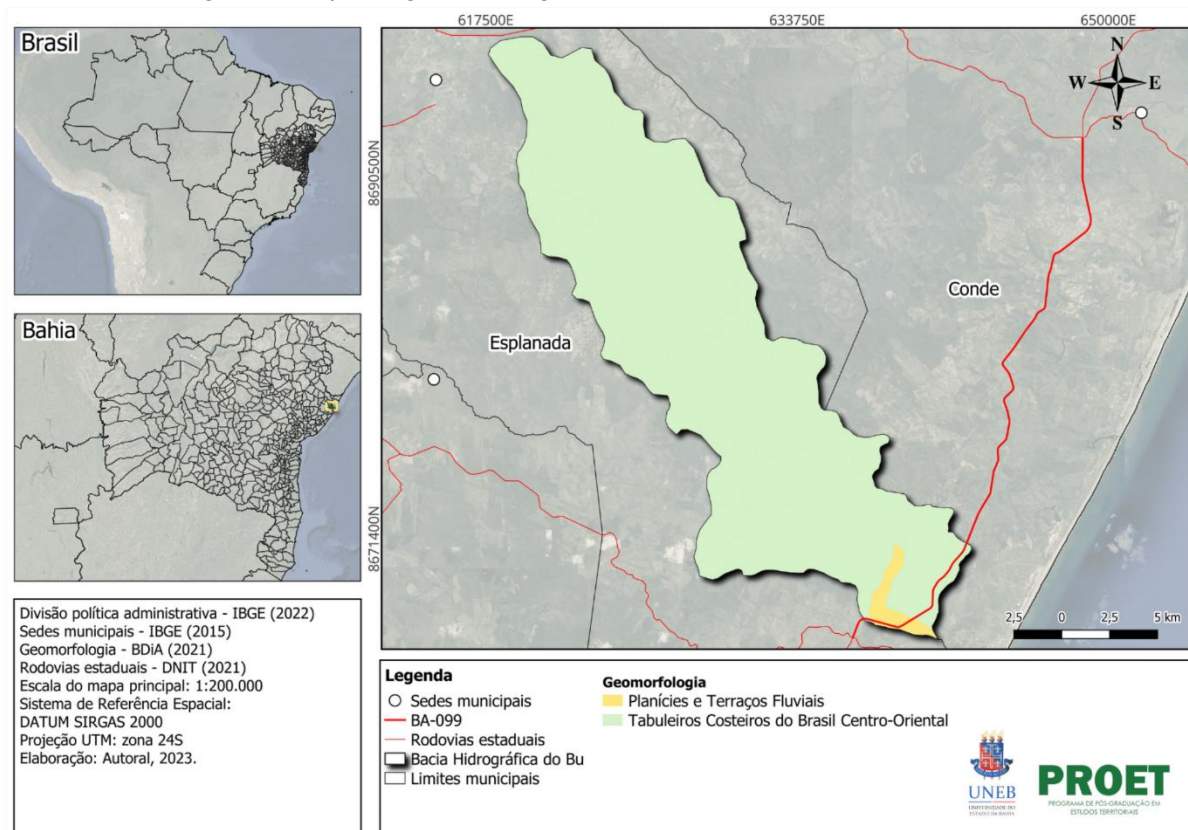
A porção da bacia do rio Bu que está inserida dentro da APA Litoral Norte (APA/LN) corresponde a 2.982,605 hectares.

O padrão de drenagem pode ser paralelo, sub-paralelo ou dendríco. A drenagem, geralmente de padrão paralelo, é integrada por bacias independentes que correm diretamente para o oceano. Os vales têm fundo chato e às vezes apresentam-se retilinizados (IBGE, 2021).

3.3.3 Geomorfologia

Nas áreas da bacia do rio Bu há uma predominância da unidade geomorfológica Tabuleiros Costeiros do Brasil Centro-Oriental (ocorre em 98,22% da área da bacia) e uma pequena parte da área da bacia que constituída pela tipologia Planícies e Terraços fluviais (1,78%) (Figura 5; Tabela 1).

Figura 5. Mapa de geomorfologia da bacia do rio Bu- Litoral Norte – BA.



Fonte: Autoral (2023).

Tabela 1. Unidades de relevo da bacia do rio Bu- Litoral Norte – BA.

TIPOLOGIAS	ÁREA (ver)	%
Tabuleiros Costeiros do Brasil Centro-Oriental	26,401.453	98,22%
Planícies e Terraços Fluviais	477.466	1,78%
TOTAL	26,878.919	100

Fonte: Dados da pesquisa (2023).

Segundo BDIA (IBGE, 2022), a unidade geomorfológica Tabuleiros Costeiros do Brasil Centro-Oriental são tabuleiros que coincidem com os sedimentos do Grupo Barreiras, submetidos a dissecação intensa e uniforme. Nos Tabuleiros Costeiros do Brasil a altimetria mínima é 5 e a máxima é 270.

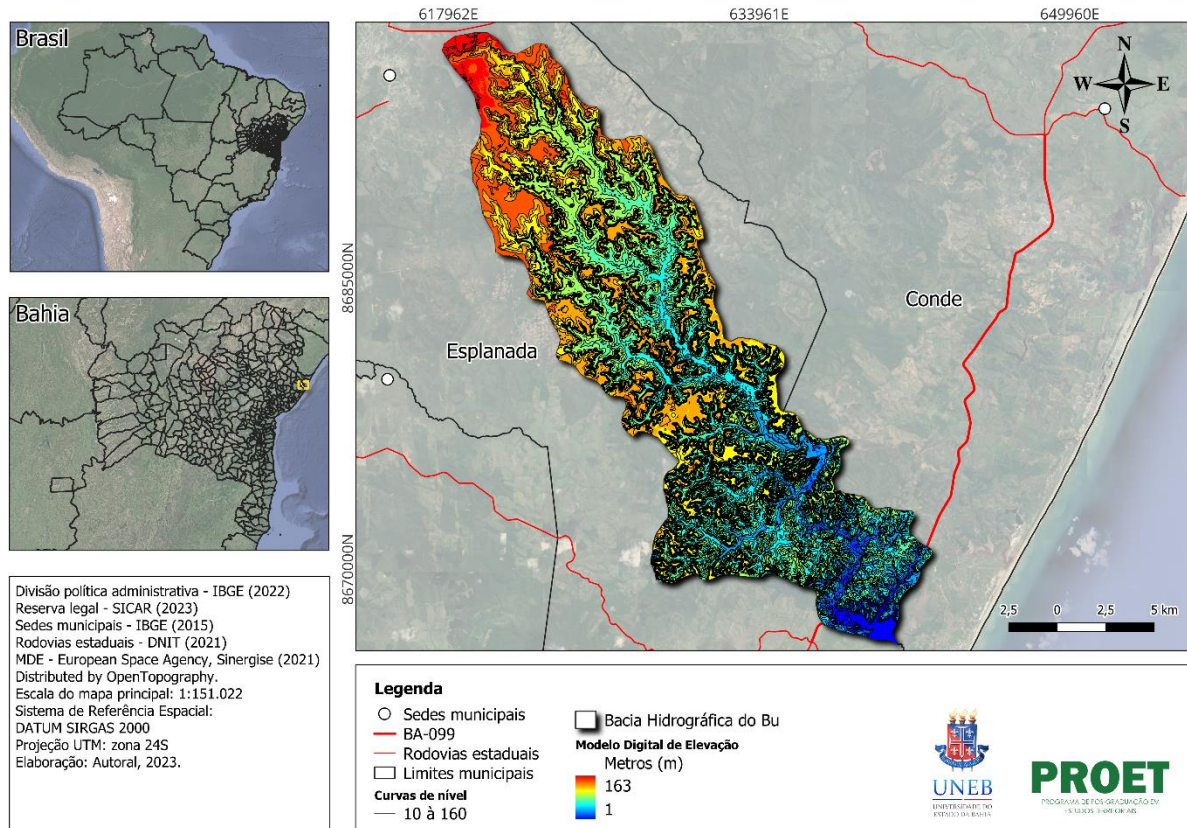
Os interflúvios apresentam topos tabulares pequenos, entalhados por alta densidade de canais de drenagem. Encontram-se em posição altimétrica muito rebaixada, não ultrapassando os 270 m de altitude, inclinando-se para o mar.

Os tabuleiros litorâneos apresentam interflúvios planos, geralmente entalhados por canais de margens abruptas. Localmente, estão dissecados em colinas convexas de topos concordantes, formando uma topografia ondulada.

As Planícies e Terraços fluviais são áreas planas resultantes de acumulação fluvial, periodicamente alagadas, comportando meandros abandonados e cordões arenosos. Ocorrem nos vales com preenchimento aluvial, contendo material fino a grosseiro, pleistocênico e holocênico (IBGE, 2021).

No presente estudo podemos verificar o mapa de declividade da área de estudo mostrando os níveis de altitude e o padrão da drenagem da bacia hidrográfica do Bu (Figura 6). A altimetria mínima é 1m e a máxima foi 163m (Figura 6). As áreas com altitude perto de 1(m) m são as áreas próximo da foz do rio Bu, áreas mais planas compostas principalmente por Floresta Ombrófila, dentro da APA Litoral Norte.

Figura 6. Mapa de declividade da bacia do rio Bu.



Fonte: Autoral (2023)

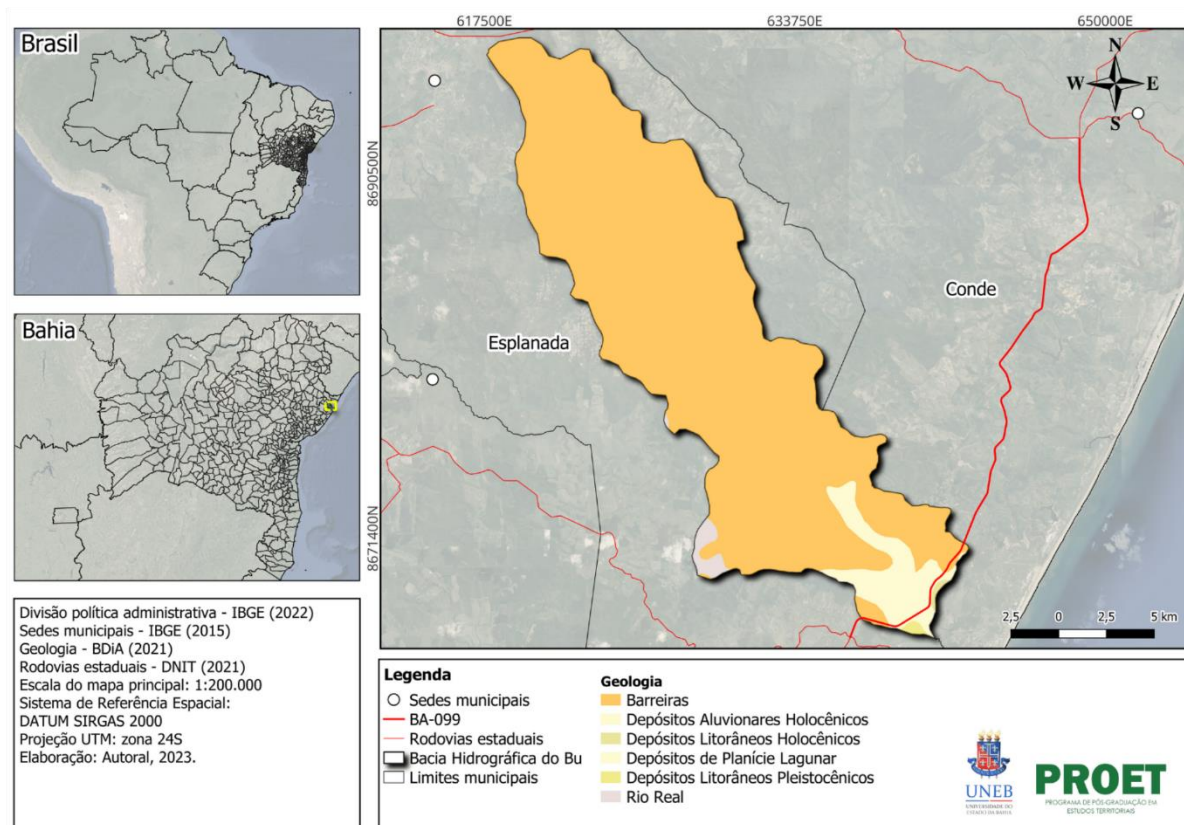
Os mapas de declividade surgem como ferramenta fundamental para a análise do relevo, proporcionando uma representação temática da distribuição espacial dos diferentes níveis de inclinação existentes em um terreno amparando a análise da paisagem. O Modelos Digitais de Elevação (MDE) gerados, é a reprodução de uma seção da superfície, dada por uma matriz de pixels com coordenadas planimétricas e um valor de amplitude do pixel, compatível à elevação. Proporciona informação do relevo e mapeamento da rede de drenagem de áreas extensas (Leda *et al.*, 2015).

3.3.4 Geologia

Ocorrem seis (6) tipos de unidades geológicas na bacia do Bú, segundo IBGE (2021), sendo elas: Barreiras, Depósitos Aluvionares Holocênicos, Depósitos Litorâneos Holocênicos, Depósito de Planície lagunar, Depósito Litorâneos pleistocênicos e Rio real (Figura 7). Na maior parte da bacia hidrográfica do rio Bu há predominância de formação geológica do tipo barreiras, correspondendo a uma

extensão de 24.690.611 hectares e equivalente a 91,81% da área da bacia (Tabela 2).

Figura 7. Mapa de geologia da bacia do rio Bu, Litoral Norte – BA.



Fonte: Autoral (2023).

Tabela 2. Unidades geológica da bacia do rio Bu, Litoral Norte – BA.

TIPOLOGIAS		ÁREA (na)	%
Formação Barreiras		24.690.611	91,81
Depósitos	Aluvionares	1.153.352	4,28
Holocênicos			
Depósito de Planície lagunar		642.583	2,38
Rio Real		299.138	1,12
Depósito	Litorâneos	59.193	0,23
pleistocênicos			
Depósitos	Litorâneos	48.020	0,18
Holocênicos			
Total		26.892.897	100

Fonte: Dados da pesquisa (2023).

A unidade geológica do tipo Barreiras está presente desde a divisa com o estado de Sergipe, onde finaliza o Litoral Norte, até o bairro de Itapuã, em Salvador (Cosmos, 2011). O grupo Formação Barreiras é composto por arenitos, siltitos, argilitos e conglomerados de cores variegadas, com níveis concrecionários ("grés do Pará") e caulínicos, depositados em ambiente predominantemente continental por sistemas fluvial, fluviolacustre e de leques aluviais. Esses tipos litológicos estão presentes nas diversas áreas de ocorrência do Formação Barreiras ao longo da região costeira, desde o Amapá até o Rio de Janeiro. Sendo sua denominação derivada das falésias onde estão expostos e nos relevos tabulares da costa (IBGE, 2021).

Segundo Esquivel (2016), a geologia da região do Conde, caracteriza-se pela ocorrência de sedimentos quaternários de origem continental e marinha, pelos sedimentos pliocênicos (Terciário) da Formação Barreiras e afloramentos rochosos localizados do embasamento cristalino (Pré-cambriano).

No Litoral Norte da Bahia, região onde a bacia do rio Bu está inserida, foram identificadas e mapeadas 6 (seis) unidades físicas ambientais que compõem o Litoral Norte, cuja distribuição espacial está relacionada à história geológica de oscilações do nível do mar e mudanças climáticas do período Quaternário, sendo estas: Embasamento Cristalino, Formação Barreiras e São Sebastião, Terraços Marinheiros Pleistocênicos, Dunas, Terraços Marinheiros Holocênicos e Terras Úmidas (lagoas, brejos e manguezais) (Maia; Santos, 2013).

O principal tipo litológico presente na área é as Planícies Quaternárias, constituídas por depósitos marinhos transicionais, depósitos de origem continental. Segundo Martin (1980), a planície costeira quaternária que se situa aos pés das falésias do Barreiras é descontínua, em muitos casos se resumindo a faixa de algumas centenas ou dezenas de metros de largura (Cosmos, 2011).

Os depósitos quaternários apresentam uma maior extensão nas zonas escavadas do Formação Barreiras (Subaúma, Conde e Palame). Rochas sedimentares mesozóicas e terciária- - compreende as rochas sedimentares pertencentes ao Grupo Bahia, assim constituídas da Formação Barreiras que é composta por sedimentos arenosos de granulometria grossa a média, de coloração branca, amarela e vermelha, intercalados com lentes de argila caulínica de pequena espessura e de coloração vermelha. São bastante friáveis e susceptíveis à

erosão pluvial. Em locais onde a cobertura vegetal foi removida, é comum a ocorrência de ravinamentos e voçorocas (Cosmos, 2011).

Os depósitos Aluvionares Holocênicos são compostos de Arenito, areia quartzosa, cascalheira, silte, argila e, localmente, turfa. Depósitos grosseiros a conglomeráticos, representando residuais de canal, arenosos relativos à barra em pontal, pelíticos representando àqueles de transbordamento e fluviolacustres, eólicos quando retrabalhados pelo vento. Apresentando àqueles de transbordamento e fluviolacustres, eólicos quando retrabalhados pelo vento (IBGE, 2021).

As acumulações mais expressivas ocorrem nas planícies dos rios maiores, sobretudo daqueles com cursos meândricos e sinuosos. Os rios que drenam terrenos com sedimentos mais antigos e rochas cristalinas, mostram faixas aluvionares mais estreitas e descontínuas, revelando a importância maior do ponto de vista da geologia econômica, pois geralmente abrigam acumulações de ouro, diamante e cassiterita. Comumente incluem restos vegetais de troncos e folhas parcialmente carbonizados, exibindo mosqueamento de cores avermelhadas e amareladas (IBGE, 2021).

Os Aluviões Holocênicos distribuem-se ao longo das calhas e planícies de inundação dos rios que forma a rede de drenagem no Brasil. As aluviões holocênicas ocorrem em todas as bacias hidrográficas brasileiras, ao longo dos rios e das planícies fluviais. Esses depósitos, em sua maioria, têm sido formados desde 12.000 anos antes do presente (IBGE, 2021).

A unidade geológica do tipo Depósito de Planície lagunar são normalmente regiões planas situadas no litoral junto a depósitos litorâneos e depósitos fluviomarinhos. Formam áreas aplainadas e muitas vezes estes sedimentos encontram-se sotoposto a águas de brejos ou pântanos. Tais depósitos são comuns na região do Conde, às margens da foz do rio Itapicuru e na foz do rio Inhambupe (IBGE, 2021). São os sedimentos recentes depositados em regiões de baixa depressão por águas de rios e acumulados em lagunas, sobretudo marinhos e fluvio-marinhos de idade pleistocênica e holocênica.

O Complexo Rio Real encontra-se localizada no extremo nordeste do Estado da Bahia, aflorando inclusive na orla marítima, logo após o distrito de Arembepe, no município de Camaçari. O complexo prolonga-se até o estado de Sergipe, em parte capeado pela Grupo Barreiras e pelas Dunas Litorâneas ao logo da rodovia BA-099,

onde raramente aflora. Nesta nova versão, o complexo é composto por hornblenda-biotita-gnaiss granítico, ortognaiss bimodal, félsico/máfico e migmatito. Porém possui maiores exposições para oeste desta rodovia e onde faz contato por falha com o Complexo Salvador-Esplanada, mas não observada na Folha Salvador, só além dos seus limites norte na Folha Aracaju. Seu padrão litológico é composto por hornblenda-biotita ortognaiss granítico e ortognaiss bimodal félsico migmatítico. A idade registrada da cristalização do gnaiss granítico deu-se por volta de 2.169 Ma (IBGE, 2021).

A unidade geológica do tipo Depósito Litorâneos Pleistocênicos é composta por Areia, silte e argila. Tem sua distribuição muito restrita, sendo encontrada no litoral norte do Paraná e, no Nordeste, nos estados da Bahia, Sergipe e Alagoas. São depósitos semiconsolidados e inconsolidados integrantes das Coberturas Superimpostas Finais da história geológica, desenvolvidos durante o Neógeno Pleistocênico ao longo da costa oceânica aí acumulados sob a ação das correntes flúviomarinhas e eólicas. A idade pleistocênica foi determinada pelo reconhecimento de gastrópodos, principalmente mamíferos ocorrentes dentro dos sedimentos semiconsolidados (IBGE, 2021).

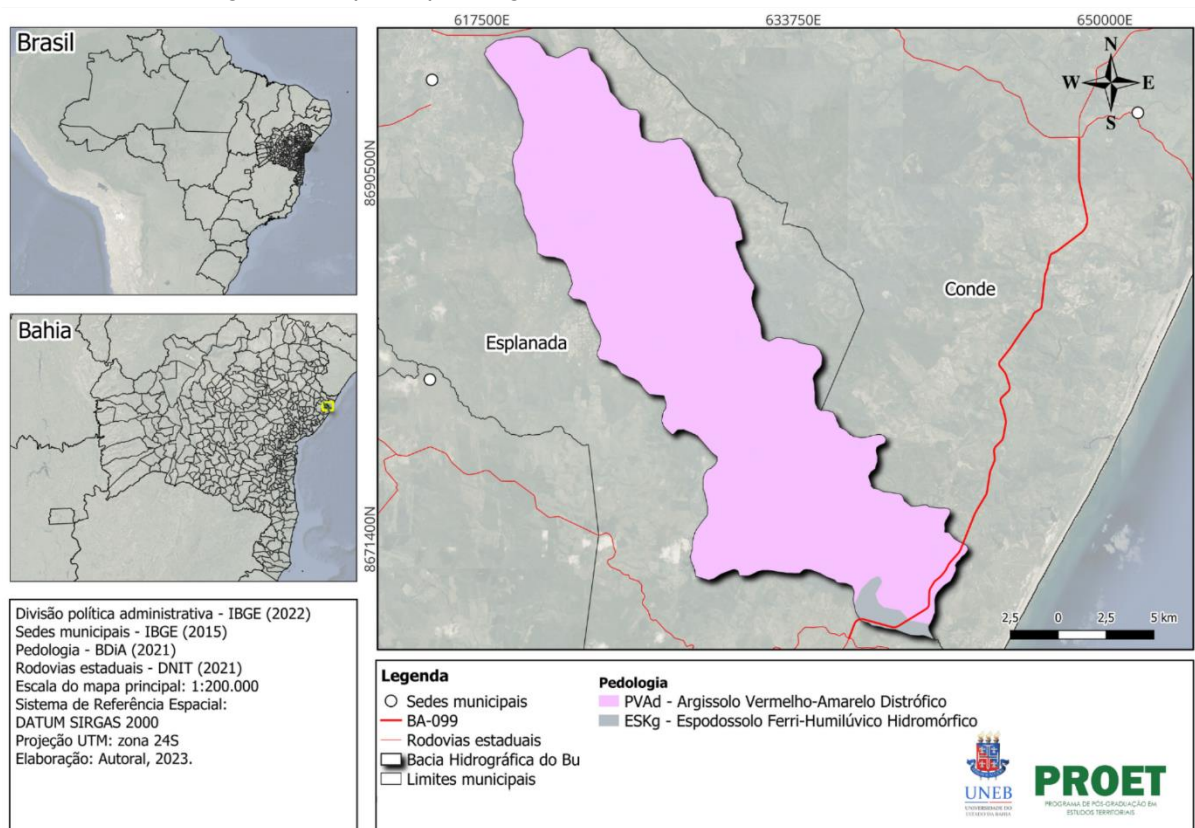
A unidade geológica do tipo Depósitos Litorâneos Holocênicos é constituída essencialmente de areia com conchas marinhas; argila e silte ricos em matéria orgânica; dunas de areia fina bem selecionada. Os depósitos marinhos holocênicos das praias e restingas ocorrem ao longo de toda a costa brasileira, em áreas descontínuas, desde o Amapá até o Rio Grande do Sul (IBGE, 2021).

A distribuição e acumulação dos sedimentos arenosos das praias e restingas são influenciados pela atividade das ondas do mar, geradas pelo vento e, por isso, de acordo com as mudanças climáticas as areias apresentam dispersão ao longo da costa, resultando, no decorrer dos anos, variações nos limites dessas áreas. Esse fenômeno, conforme analisado por Dominguez e Bittencourt (1994), entre outros, provoca deriva litorânea e as alterações na linha de costa. Em vários locais junto aos depósitos dos cordões arenosos das planícies marinhas ocorrem também campos de dunas costeiras, cujos sedimentos provêm da face da praia e são transportados pelo vento (IBGE, 2021).

3.3.5 Pedologia (Solos)

Verifica-se a ocorrência de duas (2) tipologias de solo na área da bacia do Rio Bu, sendo elas: Argissolo-vermelho-amarelo-distrófico (PVAd) e Espodossolo Ferri-humilúvico hidromórfico (Eskg) (Figura 8). Pode-se verificar que maior parte da bacia hidrográfica há predominância da tipologia de solo Argissolo-vermelho-amarelo-distrófico (PVAd), correspondendo a 98,22%. A outra parte restante corresponde à tipologia de solo Espodossolo Ferri-humilúvico hidromórfico (Eskg), ocorre em 1,78% da bacia (Tabela 3).

Figura 8. Mapa de pedologia da bacia do rio Bu, Litoral Norte – BA.



Fonte: Autoral (2023).

Tabela 3. Tipologias de solo da bacia do rio Bu, Litoral Norte – BA.

TIPOLOGIAS		ÁREA (na)	%
ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO		26,401.453	98,22%
ESPODOSSOLO FERRI-HUMILÚVICO		477.466	1,78%
TOTAL		26.890.520	100

Fonte: Dados da pesquisa (2023).

Os solos do tipo Argissolo são típicos das regiões equatoriais e tropicais, ocorrendo também em zonas subtropicais, distribuídos, sobretudo, por amplas e antigas superfícies de erosão, pedimentos ou terraços fluviais antigos, normalmente em relevo plano e suave ondulado, embora possam ocorrer em áreas mais acidentadas, inclusive em relevo montanhoso. São originados a partir das mais diversas espécies de rochas e sedimentos sob condições de clima e tipos de vegetação os mais diversos (Santos *et al.*, 2018).

O solo argissolo também correspondem às áreas que predominam a Formação Geológica do tipo Barreira, onde são bastante friáveis e susceptíveis à erosão pluvial. A tipologia de solo Argissolo-vermelho-amarelo-distrófico (PVAd) do latim argilla, conotando solos com processo de acumulação de argila. Possuem horizonte B textural, com argila de atividade baixa, ou atividade alta desde que conjugada com saturação por bases baixa ou caráter alumínico. Solos de cor vermelho-amarela apresentam saturação por bases menor que 50% (IBGE, 2021).

O tipo de solo Espodossolo Ferri-humilúvico hidromórfico (ESkg) do grego spodos, cinza vegetal, possuem horizonte de acumulação de materiais orgânicos e outros. Grupamento de solos com horizonte B espódico. Presença de lençol freático elevado na maior parte do ano, na maioria dos anos (IBGE, 2021).

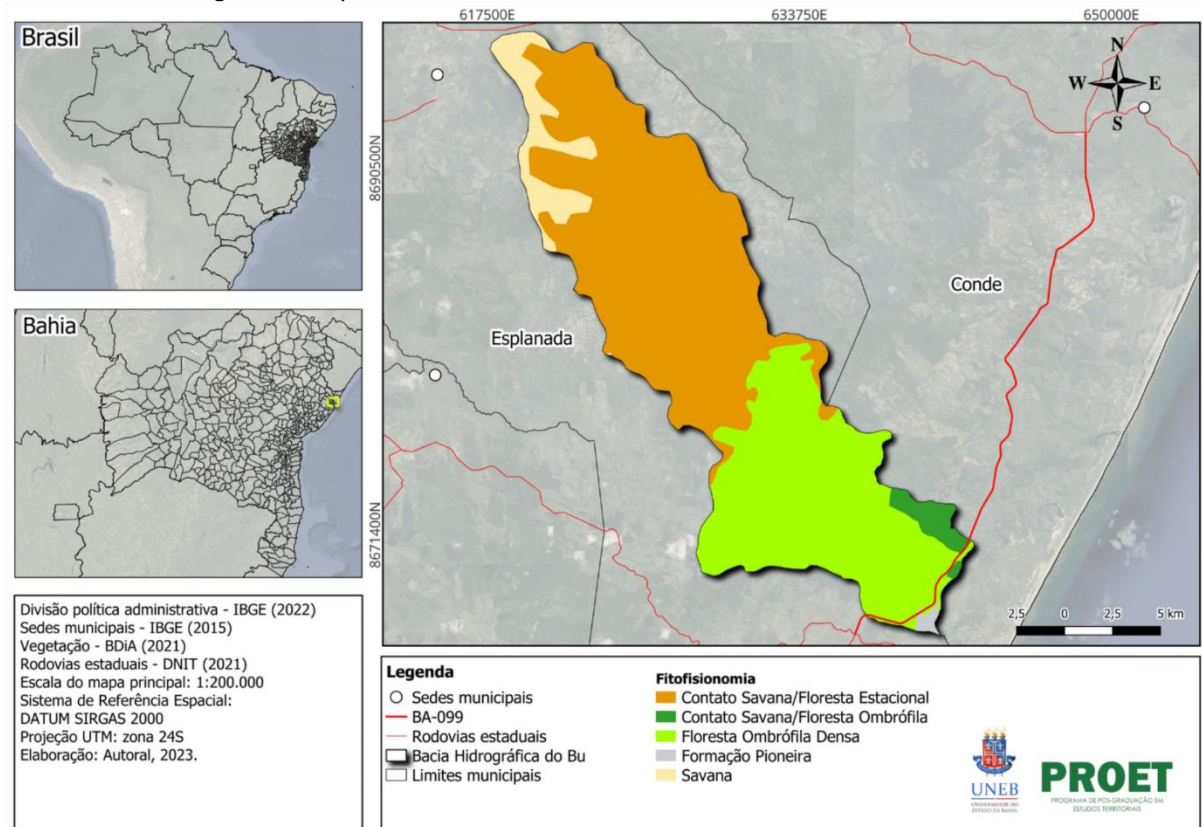
O tipo de solo Espodossolo corresponde às áreas próximas a foz do rio Bu onde são constituídas principalmente de vegetação do tipo vegetação pioneira. Conforme Almeida (2015), no Brasil, os Espodossolos são muito arenosos, extremamente pobres em nutrientes e mal drenados.

3.3.6 Fitofisionomia

A área da bacia hidrográfica do Bu, como um todo, é um mosaico de diferentes condições ambientais e estágios sucessionais, podendo ser observados diversas unidades fitofisionômicas como as áreas de mata, mangue, campos, brejos e lagos (Cosmos, 2011).

Ocorrem cinco (5) tipologias vegetais na bacia do rio Bu, sendo elas: Floresta Ombrófila, Contato Savana/Floresta Ombrófila, Contato Savana/Floresta Estacional, Savana e Formação Pioneira (Figura 9).

Figura 9. Mapa de fitofisionomia da bacia do rio Bu, Litoral Norte – BA.



Fonte: Autoral (2023).

A tipologia vegetal predominante é Contato Savana /Floresta Estacional, constituindo 53,63% da área total da bacia. A Floresta Ombrófila Densa, representando 37,37% da área da bacia do rio Bu. Existem outras três tipologias que correspondem a áreas de pequena extensão, a saber: Savana (6,24%), Contato Savana/Floresta Ombrófila (2,32 %) e Vegetação Pioneira (0,44%) (Tabela 4).

Tabela 4. Tipologias de vegetação da bacia do rio Bu, Litoral Norte – BA.

TIPOLOGIAS	ÁREA (na)	%
Floresta Ombrófila Densa	10,050.222	37,37
Contato Savana/Floresta Estacional	13,013.902	53.63
Savana	1,679.039	6,24
Contato Savana/Floresta ombrófila	619.206	2.32
Formação pioneira	117.052	0,44
TOTAL	26.888.932	100

Fonte: Dados da pesquisa (2023).

A tipologia Savana/Floresta Estacional é representada por áreas constituídas de dois ou mais tipos de vegetação, no caso Savana (Cerrado) e Floresta Estacional, sob a forma de interpenetrações florísticas (ecotono ou mistura) ou interpenetrações de fisionomias, sem se misturar (encrave). Neste último caso, sua representação é problema de escala cartográfica (IBGE, 2021).

A fitofisionomia do tipo Floresta Ombrófila Densa, com característica ombrotérmica está presa aos fatores climáticos tropicais de elevadas temperaturas (médias de 25°) e de alta precipitação bem distribuída durante o ano (de 0 a 60 dias secos), o que determina uma situação bioecológica praticamente sem período seco (Veloso *et al.*, 1991).

A Floresta Ombrófila Densa é constituída basicamente por macro e mesofanerófitos, além de lianas e epífitos, e estrutura pluriestratificada. O sub-bosque é rico em trepadeiras, arbustos e ervas, enquanto o dossel superior alcança, em média, entre 20 e 30 metros de altura. Esta tipologia está em associação com formações pioneiras com influência marinha (Restinga) herbácea e arbórea, e fluviomarinha (Mangue) arbórea. Atualmente, a vegetação de floresta ombrófila presente na área da bacia hidrográfica do Bu é caracterizada na maioria como secundária e desenvolvida após cortes seletivos ou supressão total da floresta original (Cosmos, 2011). “A vegetação de florestas ombrófilas ocupa as áreas associadas aos sedimentos terciários arenosos-argilosos da formação barreiras, importantes para a vida aquática (brejos e estuários), e ajudam a minimizar o nível de erosão” (Jean, 2015, p. 29).

A tipologia vegetação pioneira, é de primeira ocupação, que se estabelece em terrenos pedologicamente instáveis e está em constante sucessão. Nos ambientes

de sedimentação sob influência marinha, ocorre as restingas; sob a influência fluviomarinha, o manguezal e campo salino; e, sob a influência fluvial ou lacustre, as comunidades aluviais como os campos de várzea, por exemplo (IBGE, 2021). Segundo Jean (2015, p. 29), “as áreas de Vegetação Pioneira são comunidades vegetais submetidas a influência aluvial e marítima”. São áreas pedologicamente instáveis devido ao constante rejuvenescimento do solo pelos processos cíclicos de sedimentação aluvial e ou marítima e das oportunidades ecológicas no transporte da semente.

A tipologia Contato Savana/Floresta ombrófila possui áreas constituídas de dois ou mais Tipos de Vegetação, no caso Savana (Cerrado) e Floresta Ombrófila, sob a forma de interpenetrações florística (ecótono ou mistura) ou interpenetrações de fisionomias, sem se misturar (encrave). Neste último caso, sua representação é problema de escala cartográfica. As áreas de ecótono são de Tensão Ecológica representadas em mistura ou interpenetrações de espécies de Savana (Cerrado) e Floresta Ombrófila. As áreas de entrave são de Tensão Ecológica representadas em interpenetrações de fisionomias ou mosaicos vegetais de Savana (Cerrado) e Floresta Ombrófila (IBGE, 2021).

A tipologia savana é um tipo de Vegetação predominante na região do Planalto Central Brasileiro, sob clima estacional com período seco variando entre 3 a 5 meses, mas, que se estende por toda a Zona Neotropical. A tipologia é empregada para designar a vegetação xeromorfa que reveste os solos aluminizados, com sinúsias de hemicriptófitos, geófitos e fanerófitos oligotróficos de pequeno porte, conhecida como Cerrado, considerada como fisionomia ecológica homóloga àqueles e como sinônimo regional (IBGE, 2021).

3.3.7 Áreas de Preservação (Áreas de Reserva Legal e APA Litoral Norte – BA)

3.3.7.1 Reserva Legal (RL)

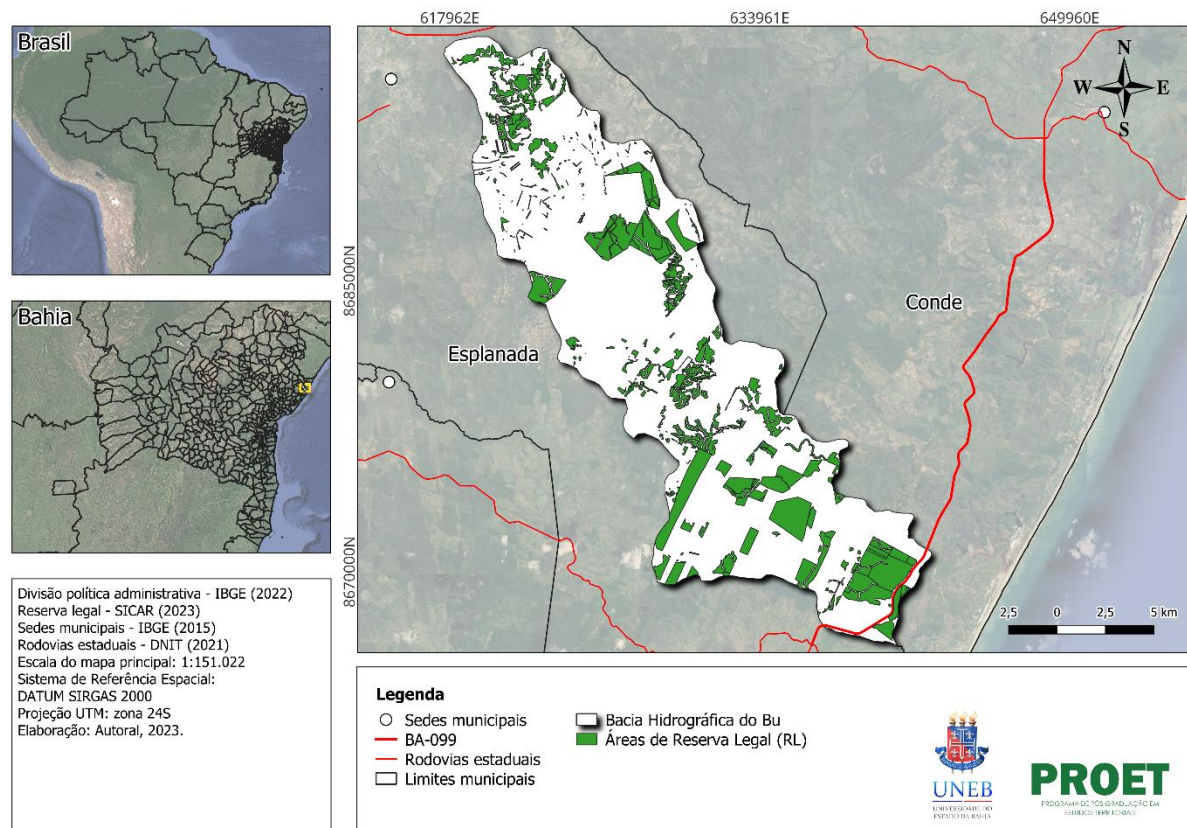
A Reserva Legal (RL) trata-se de área localizada na parte interna de uma propriedade ou posse rural, com objetivo de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade,

bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa (EMBRAPA, s.d.).

A Lei do Novo Código Florestal (12.651 de 2012), prevê a possibilidade de manejo sustentável nas áreas de reserva legal e exige que imóveis rurais, a título de Reserva Legal (RL), estejam recobertos por 20 % de vegetação nativa em área de Mata Atlântica. Em imóvel rural ou urbano, a conservação da vegetação primária ou da vegetação secundária em qualquer estágio de regeneração do Bioma Mata Atlântica cumpre função social e é de interesse público (Brasil, 2012).

A paisagem da Bacia hidrográfica do rio Bu possui atualmente o total de 318 áreas de Reserva Legal (RL) (Figura 10). Estas áreas de reserva legal são de fundamental importância para preservação dos remanescentes florestais, já que existe uma forte presença de atividades agropastoris na área da bacia e e áreas adjacentes.

Figura 10. Áreas de Reserva Legal da Bacia hidrográfica do rio Bu.



Fonte: Autoral (2013).

A localização da área de Reserva Legal no imóvel rural deverá levar em consideração os seguintes estudos e critérios: I – o plano de bacia hidrográfica; II – o Zoneamento Ecológico-Econômico; III – a formação de corredores ecológicos com outra Reserva Legal, com Área de Preservação Permanente, com Unidade de Conservação ou com outra área legalmente protegida; IV – as áreas de maior importância para a conservação da biodiversidade; e V – as áreas de maior fragilidade ambiental.

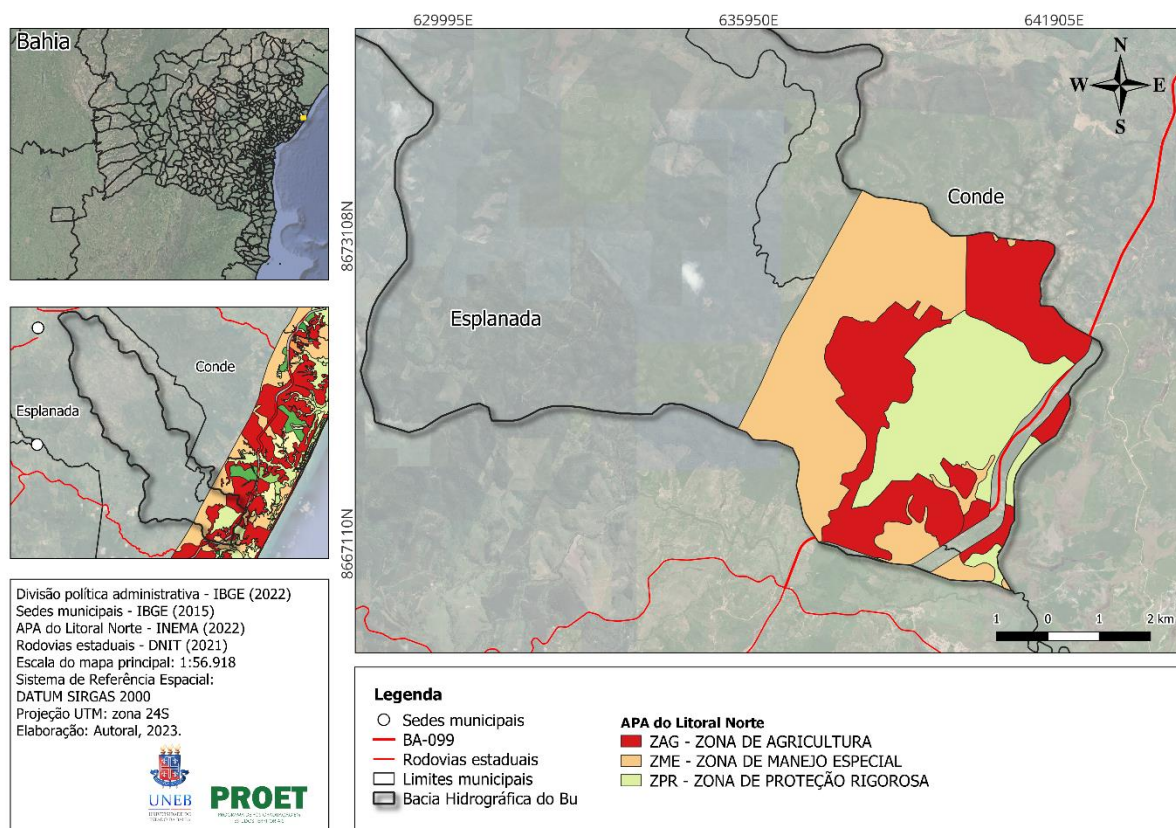
3.3.7.2 Área de Preservação Ambiental do Litoral Norte da Bahia

A porção da bacia do rio Bu que corresponde a APA Litoral Norte é equivalente a 2.982,605 hectares. A Área de Proteção Ambiental Litoral Norte (APA/LN) é uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável criada pelo Governo do Estado da Bahia através do Decreto Estadual nº 1.046 em 17 de março de 1992 (INEMA, 1992), visando mitigar os efeitos decorrentes dos relevantes impactos ambientais nos ecossistemas locais do Litoral Norte gerados pela construção da rodovia Ba-099 na década de 70 e do avanço populacional na área litorânea (INEMA, 2020).

Em 1995 foi criado o Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental (APA) do Litoral Norte da Bahia, tendo como objetivo fundamental o desenvolvimento sustentável da área (Resolução N.º 1.040 de 21 de fevereiro de 1995). Este plano de manejo institui várias zonas de proteção nas áreas do zoneamento da APA Litoral Norte (Bahia, 1995).

Nas áreas da bacia do rio Bu integradas à APA Litoral Norte, existem três zonas de proteção que fazem parte do plano de manejo, sendo estas: Zona de Proteção Rigorosa (ZPR), Zona de Manejo Especial (ZME) e Zona de Agricultura (ZAG) (Figura 11).

Figura 11. Zonas de proteção da Área de Preservação Ambiental - Litoral Norte, na Bacia Hidrográfica do rio Bu – BA.



Fonte: Autoral (2023).

Segundo o Plano de Manejo da APA Litoral Norte, a Zona de Proteção Rigorosa (ZPR) compreende: I – As Áreas de Preservação Permanente relacionadas; II – As Reservas Ecológicas; III – Os bolsões de desova de tartarugas nas localidades de Praia do Forte, Porto de Sauípe, Massarandupió, Baixio, Barra do Itariri e Siribinha. Na área da Zona de Proteção Rigorosa (ZPR), só serão permitidas atividades de visitação contemplativa pesquisa científica e trilhas ecológicas controladas, ficando expressamente proibidas as atividades antrópicas que importem em alterações da fauna ou da flora, ou dos atributos que lhe conferem especificidade.

No estudo de Araújo Junior *et al.* (2015), sobre a avaliação da efetividade da gestão de áreas de proteção ambiental estaduais da Bahia, os resultados apontam que das APA avaliadas, a do Litoral Norte do Estado da Bahia obteve valores de alta efetividade de gestão.

3.4 Considerações Finais

A partir da caracterização ambiental da bacia do rio Bu, foi possível identificar áreas de remanescentes florestais importantes para conservação da biodiversidade.

Constatou-se que a maioria das áreas da bacia são compostas geologicamente pela unidade Barreiras, onde ocorrem Floresta Ombrófila e Ecótonos, unidade geomorfológica Tabuleiros Costeiros, possuindo solos Argissolo-vermelho-amarelo-distrófico. A porção da bacia que possui a vegetação pioneira com influência marinha, que constitui áreas dos manguezais e campos salinos, se estabelecem em terrenos pedologicamente instáveis e está em constante sucessão, onde ocorrem Espodossolos, solos muito arenosos, extremamente pobres em nutrientes e mal drenados.

Observou-se também que os remanescentes florestais da Bacia do rio Bu, protegidos como Reserva Legal e/ou Área de Preservação Ambiental do Litoral Norte, são na maioria correspondentes aos remanescentes de fitofisionomia Floresta Ombrófila. A conservação destes remanescentes florestais é justificada por fazerem parte das áreas de Zona de Proteção Rigorosa e Zona de Manejo Especial do plano de manejo da APA Litoral Norte da Bahia, e são protegidos por serem áreas de Reserva Legal.

O devido zoneamento e as legislações ambientais são fundamentais para a preservação das florestas que ainda restam, importantíssimos para a preservação da biodiversidade e manutenção dos serviços ecossistêmicos. Os remanescentes florestais da Bacia do Bu, principalmente àqueles inseridos na Fazenda Bu, são considerados os mais importantes do Litoral Norte desde 1990. Além disso são considerados áreas-chave e sítios de interesse global que devem ser identificados e protegidos em âmbito regional ou nacional através de uma rede de áreas de proteção.

No contexto dos remanescentes de Floresta Ombrófila Densa, como áreas de habitats, são de fundamental importância para a espécie preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*).

As três zonas da APA Litoral Norte, que abrange a bacia do rio Bu, tem papel importante na preservação da espécie-alvo desta pesquisa, pois a zona de proteção rigorosa só permite pesquisa científica e trilhas ecológicas controladas, e a Zona de manejo especial que precisa de estudos específicos para definição de sua utilização.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, Cristina Guilherme de. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do parque nacional dos campos gerais, Paraná**. 2008. 72 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território – Sociedade e Natureza) – Universidade Estadual De Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008. Disponível em: <https://tede2.uepg.br/jspui/handle/prefix/498>. Acesso em: 14 ago. 2022.

ANA. Agência Nacional de Águas. Catálogo de Metadados da ANA. **Bacias Hidrográficas do Brasil (BHB250)**. 2021. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/3d87216f-e45e-41d8-9837-074c1608fb1e>. Acesso em: 29 ago. 2022.

ARAÚJO JÚNIOR, Luiz Carlos de. **Avaliação da efetividade da gestão de áreas de proteção ambiental estaduais da Bahia**. 2015. 172 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento), Universidade Federal da Bahia - UFBA, Salvador, 2015. Disponível em: https://maasa.ufba.br/sites/maasa.ufba.br/files/27_avaliacao_da_efetividade_da_gestao_de_areas_de_protecao_ambiental_estaduais_da_bahia.pdf. Acesso em: 22 set. 2022.

BAHIA. **Resolução N.º 1.040 de 21 de fevereiro de 1995**. Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental (APA) do Litoral Norte do Estado da Bahia. 1995. Disponível em: http://www.inema.ba.gov.br/wp-content/uploads/2011/09/resolucao_1040_21_fevereiro_1995.pdf. Acesso em: 13 fev. 2022.

BRASIL. **Lei N.º 12.651, de 25 de maio de 2012**. Novo Código Florestal Brasileiro. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 12 abr. 2022.

CASSETI, Valter. **Geomorfologia**. 2005. Disponível em: <http://www.funape.org.br/geomorfologia/>. Acesso em: 29 jan. 2022.

CODETER. Colegiado de Desenvolvimento Territorial. Território Litoral Norte e Agreste Baiano. **Plano Territorial de Desenvolvimento Sustentável**. Alagoinhas. BA. 2017. 74p.

COSTA, Franklin Roberto.; SEBASTIÃO, Raquel Franco de Souza.; SILVA, Milton Pinheiro. Análise comparativa de metodologias aplicadas à delimitação da bacia hidrográfica do Rio Doce – RN. **Soc. Nat**, v. 28, n. 3, p. 429-442, dez. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/1982-451320160308>

COSMOS, Engenharia e Planejamentos. **Fazenda Bu: Diagnóstico ambiental: restrições e potencialidades ambientais**. Endereço comercial, Estrada do Côco, Km 22, Centro Comercial Ponto Verde – Lauro de Freitas, Bahia, 2011, 131 p. Disponível em: www.cosmosengenharia.com.br. Acesso em: 3 jun. 2022.

DOMINGUEZ, J. M. L.; BITTENCOURT, A. C. S. P. Utilização de Padrões de Sedimentação Costeira como Indicadores Paleoclimáticos Naturais (*Proxies*). **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo, v. 24, n. 1, p.3-12, mar. 1994.

ELLENBERG, H.; D. MUELLER-DOMBOIS. Tentative physiognomic-ecological classification of plant formations of the earth. Ber. geobot. **Inst. ETH**, Stiftg. Rübel, Zürich, v. 37, n. 1965–6, p. 21–55, 1967.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Área de Reserva Legal (ARL)**. s.d. [artigo eletrônico]. Disponível em: <https://www.embrapa.br/codigo-florestal/area-de-reserva-legal-arl>. Acesso em: 25 out. 2022.

ESQUIVEL, Marcus Santos. **O quaternário costeiro do município de Conde: Implicações para a gestão ambiental**. 2006. 113 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, 2006. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/handle/ri/23378>. Acesso em: 18 ago. 2022.

GIRÃO, Osvaldo.; CORRÊA, Antonio Carlos de Barros. A contribuição da geomorfologia para o planejamento da ocupação de novas áreas. **Revista de Geografia**. Recife: UFPE DCG/NAPA, v. 21, n. 2, p. 36-58, dez. 2004. Disponível em: <https://morrodobau.paginas.ufsc.br/files/2011/03/A-CONTRIBUI%C3%87%C3%83O-DA-GEOMORFOLOGIA-PARA-O1.pdf>. Acesso em: 9 ago. 2022.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (org.). **Geomorfologia e meio ambiente**. 11.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2012.

LEDA, V.C.; POLONIO, V. D.; SARTORI, A. A. C.; NICOLETE, D. A. P.; CARVALHO, T. M.; ZIMBACK, C. R. L. **Análise comparativa de mapas de declividade na bacia do Ribeirão da Prata em Lençóis**. Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE.

LIMA, Jéssica da Mata. **Levantamento pedológico e morfopedologia na área de proteção ambiental Litoral Norte do Estado da Bahia – Entre os rios Pojuca e Imbassaí**. 2018. 201 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal da Bahia, UFA, Salvador, BA, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/handle/ri/25602>. Acesso em: 27 fev. 2022.

MAIA, Margareth Peixoto.; SANTOS, Sidnei Sampaio. **Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade no Litoral Norte da Bahia – Importância, Ameaças e Estratégias de Conservação**. Núcleo Mata Atlântica - Ministério Público do Estado da Bahia, 2013, 25 p. Disponível em: <http://dspace.sistemas.mpba.mp.br/jspui/handle/123456789/321>. Acesso em: 22 nov. 2022.

MEDEIROS, J. S.; CÂMARA, G. **Introdução à ciência da geoinformação**. 2001. p.1-36. Capítulo 10: Geoprocessamento para estudos ambientais. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/cap10-aplicacoesambientais.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2022.

NUNES, José Marcos de Castro.; MATOS, Mara Rojane Barros de. **Litoral Norte da Bahia: Caracterização Ambiental, Biodiversidade e Conservação**. Ciências Biológicas. 1. ed. Salvador-BA: EDUFBA, 2017, 460 p. Disponível em: <http://repositorio.ufba.br/ri/handle/ri/24288>. Acesso em: 26 mar. 2022.

RASMUSSEN, E. M., CARPENTER, T. H. The Relationship Between Eastern Equatorial Pacific Sea Surface Temperatures and Rainfall over India and Sri Lanka. **Mon. Wea. Rev.**, v. 111, p. 517–528, 1983. DOI: 10.1175/1520-0493(1983)111%3C0517:TRBEEP% 3E2.0.CO;2.

SANTOS, Ranierica Xavier dos. **Caracterização macromorfológica dos horizontes superficiais e estimativa do estoque de carbono numa topossequência de solos em Areia na paraíba**. 2018. 27 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Agrônoma) – Universidade Federal da Paraíba, UFPB, Areia, PB, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufpb.br/jspui/bitstream/123456789/3598/1/RXS06032018.pdf>. Acesso em: 9 maio. 2022.

SANTOS, Milena de Nazaré Silva.; LIMA, Aline Maria Meiguins. Multitemporal Analysis of Land Use and Cover Changes of a River Basin in the Atlantic Coast of Brazil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n. 1, p. 139-149, 2018.

SEI. **Superinformação de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia**. 2021. Disponível em: <https://portal.geo.sei.ba.gov.br/portal/apps/sites/#/seigeo/pages/dados-geo-tema-dpa>. Acesso em: 22 jun. 2022.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 123 p. Disponível em: <https://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/pdf/manual-tecnico-da-vegetacao-brasileira.pdf>. Acesso em: out. 2022.

4. ARTIGO 2

**DINÂMICA ESPAÇO TEMPORAL DO USO E COBERTURA DA TERRA NA
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BU, LITORAL NORTE, BAHIA**

*Artigo submetido ao periódico Ambiente e Paisagem (ISSN 2359-536).

RESUMO

Entender a dinâmica de uso e cobertura da terra permite acessar informações estruturais da paisagem no tempo e espaço. A bacia hidrográfica do rio Bu situada no Litoral Norte da Bahia vem sofrendo grandes modificações na sua paisagem ao longo do tempo, principalmente após a implantação da rodovia BA-099 (Linha Verde), a partir da década de 70, havendo assim a intensificação de uso do solo por atividades antrópicas. O objetivo geral desta pesquisa foi compreender a dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Bu, no período de 31 anos (1990-2021), e analisar a matriz de transição das classes de uso e cobertura da terra. Os dados do uso e cobertura da terra foram obtidos do MapBiomas, coleção 7.0. Foram encontradas na área 13 classes de uso e cobertura da terra, sendo a tipologia Formação florestal a classe de referência principal, inseridas em uma matriz agropastoril. Entre os anos 1990 a 2021 ocorreu a perda de 5.700,8 hectares de área florestal. Esta tipologia foi substituída em maior parte por Silvicultura, Pastagem e Mosaicos de Uso. Os remanescentes florestais presentes na área de estudo são considerados os mais importantes da região do Litoral Norte da Bahia, integrando o bioma Mata Atlântica, que é considerado hotspot e prioritário para conservação no contexto mundial em virtude de sua riqueza biológica e nível de devastação. Há nos remanescentes florestais da bacia do rio Bu espécies da fauna e flora consideradas raras, endêmicas e ameaçadas de extinção.

Palavras-chave: Bacia do rio Bu. Ecologia de paisagem. Mapbiomas. Uso e Cobertura da Terra.

ABSTRACT

Understanding the dynamics of land use and land cover allows us to access structural information of the landscape in time and space. The hydrographic basin of the Bu River, located on the North Coast of Bahia, has undergone major changes in its landscape over time, especially after the implementation of the BA-099 highway (Green Line), from the 70's, thus intensifying the use of the soil by human activities. The general objective of this research was to understand the spatio-temporal dynamics of land use and land cover in the Bu River basin, in the period of 31 years (1990-2021), and to analyze the transition matrix of land use and land cover classes. Land use and land cover data were obtained from MapBiomas, collection 7.0. A total of 13 classes of land use and land cover were found in the area, with the Forest formation typology being the main reference class, inserted in an agropastoral matrix. Between 1990 and 2021, 5,700.8 hectares of forest area were lost. This typology was mostly replaced by Silviculture, Pasture and Use Mosaics. The forest remnants present in the study area are considered the most important in the region of the North Coast of Bahia, integrating the Atlantic Forest biome, which is considered a hotspot and priority for conservation in the world context due to its biological richness and level of devastation. In the forest remnants of the Bu River basin, there are species of fauna and flora considered rare, endemic and endangered.

Keywords: Bu River Basin. Landscape ecology. MapBiomes. Land Use and Cover.

4.1 Introdução

Entender a dinâmica de uso e cobertura da terra permite acessar informações estruturais da paisagem no tempo e espaço (Soares, 2019). “A história acrescenta poder explicativo, compreensão da estrutura e função das paisagens contemporâneas” (Turner *et al.*, 2001, p. 55).

Em várias regiões do Brasil, estudo sobre a dinâmica do espaço temporal, especificamente no Bioma Mata Atlântica, mostram a substituição das florestas por sistemas agropastoris e urbanização (Moreira *et al.*, 2015). Entre 1985 e 2021, o Brasil perdeu 13,1% de vegetação nativa, entre florestas, savanas e outras formações não florestais. Esse território foi ocupado pela agropecuária, que agora responde por um terço do uso da terra no Brasil (Mapbiomas, 2022).

O processo de ocupação e uso do solo na Bahia, especificamente no Litoral Norte, vem contribuindo com geração de grandes impactos, principalmente nas áreas costeiras, ocasionando perdas significativas de forma progressiva da cobertura vegetal (Menezes, 2015). Algumas atividades do tipo loteamentos, cultivo de coqueiros (*Cocos nucifera* L.), atividades locais como turismo, pecuária extensiva, agricultura familiar e pesca também ocasionam o desmatamento de matas ciliares na região (Guimarães *et al.*, 2019).

A partir de uma análise espaço-temporal, o presente trabalho busca analisar a dinâmica do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Bu, no período de 31 anos (1990-2021), as perdas ou ganhos de áreas de floresta, e quais tipos de usos substituíram a floresta ao longo do tempo.

Este estudo subsidiará o estudo subsequente ao analisarmos a estrutura da paisagem, a influência da fragmentação do habitat e permeabilidade da matriz na conservação da espécie *Bradypus torquatus*.

4.2 Material e Métodos

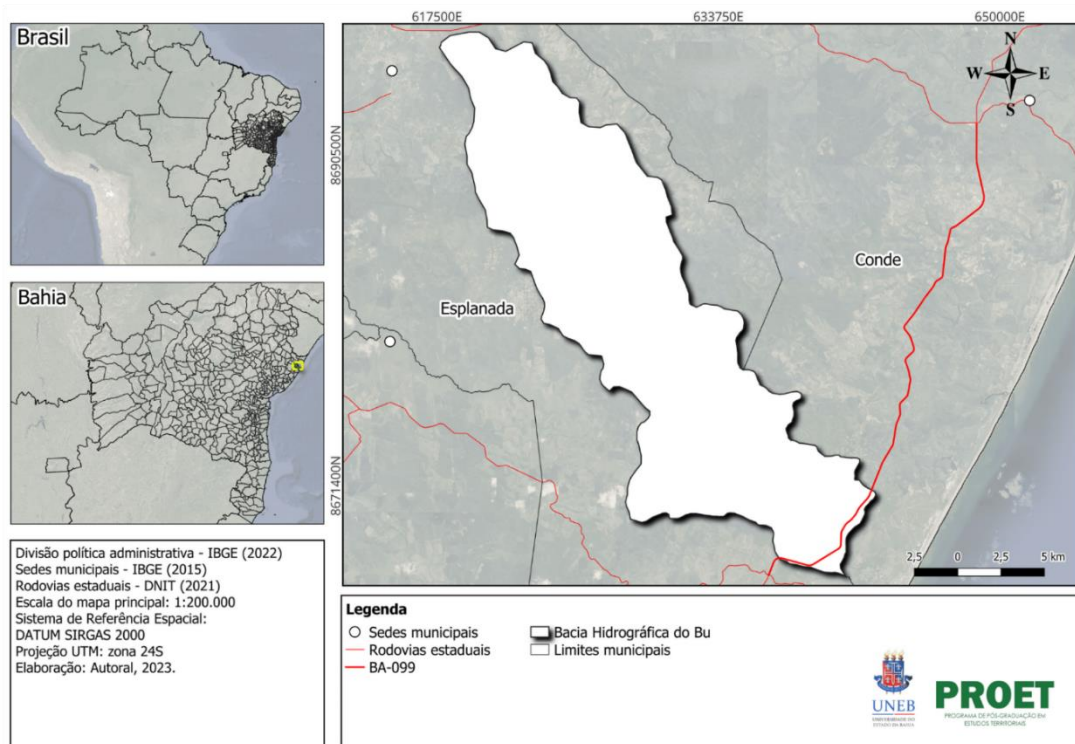
4.2.1 Área de estudo

O *locus* da pesquisa é a Bacia hidrográfica do rio Bu, localizada na região do Litoral Norte da Bahia (Figura 12), abrangendo os municípios de Conde e Esplanada (IBGE, 2021), inserida entre as coordenadas geográficas -12°.06' a -11°.77' Latitude Sul e -37°.91' a -37°.68' Longitude Oeste. Possui uma área total de 26.893 hectares, 3.044 hectares no município de Conde e 23.859 hectares em Esplanada.

O rio Bu percorre 31.7 km da nascente até a foz, sendo um afluente do rio Inhambupe; nasce no município de Esplanada, tendo parte de seu leito percorrendo o município do Conde e sua foz no rio Inhambupe, localizada no distrito chamado Baixio, município de Esplanada.

A porção da bacia do rio Bu que está inserida na APA Litoral Norte (APA/LN) corresponde a 2.982,605 hectares. A rodovia Ba-099 construída em 1970 (CLN, 2022), atravessa parte da área da bacia do rio Bu, especificamente na região pertencente a APA/LN, próximo a foz.

Figura 12. Localização da bacia hidrográfica do rio Bu – Litoral Norte – BA.



Fonte: Autoral (2023).

Quanto ao clima, os índices pluviométricos variam de 1.200 a 2.000 mm anuais (Nunes; Matos, 2017). Os valores médios mensais e anuais de temperatura para a região são de 23 a 25° C, com amplitudes térmicas anuais variando entre 3 e 6° C (Esquivel, 2016). Ocorrem ainda o clima úmido, entre Conde e Itanagra, e o semiárido, entre Itapicuru e Inhambupe (CODETER, 2017). As fitofisionomias predominantes são o Ecótono Savana/Floresta Estacional seguida por Floresta Ombrófila Densa. O tipo de solo predominante é o argissolo e as unidades geológicas e geomorfológica são, respectivamente, Barreiras e os Tabuleiros Costeiros do Brasil Centro-Oriental (IBGE, 2021).

A população do Conde é de 23.651 habitantes e possui área urbanizada em torno de 7,2 km². A população de Esplanada é 32.556 habitantes e possui 10,42 km² de área urbanizada (IBGE, 2023). Os dois municípios fazem parte da Zona turística da Costa dos Coqueiros que é resultado de um processo de descentralização territorial do turismo, visando o desenvolvimento socioeconômico da região que sofria com a ausência de dinamismo econômico (Jesus, 2021).

4.2.2 Dados espaciais

Para avaliar as dinâmicas espaço-temporais na bacia do rio Bú, foram utilizados os mapas de uso e cobertura da terra obtidos a partir da coleção 7 do Mapbiomas, em formato raster, correspondendo aos anos de 1990 e 2021. Os mapas foram produzidos pelo Mapbiomas a partir da classificação pixel a pixel de imagens de satélites *Landsat* com resolução de 30 metros, confeccionados na escala de 1:250.000 (Mapbiomas, 2022), utilizando aprendizagem de máquina (machine learning).

A coleção 7 traz mapas e dados anuais sobre a dinâmica de 27 classes de cobertura e uso da terra no Brasil desde 1985 a 2021 e inclui também módulos contendo dados sobre a evolução anual do desmatamento, vegetação secundária, irrigação, mineração e qualidade das pastagens (Mapbiomas, 2021).

Os mapas demonstram que há 13 classes de uso e cobertura da terra compondo a paisagem estudada. As nomenclaturas das classes correspondem a códigos e as classes se encontram em níveis pré-estabelecidos no manual de legenda da Coleção 7 do Mapbiomas.

A partir desses dados foi realizada uma análise da dinâmica temporal do uso e cobertura da terra, para o período de 31 anos (1990 a 2021), obtendo dados sobre perdas ou ganho de áreas para a Formação Florestal, habitat preferencial da espécie-alvo da presente pesquisa, a saber: *Bradypus torquatus Illiger*, 1811.

A quantificação da área ocupada por cada tipologia de uso na bacia hidrográfica do rio Bu foi realizada no software Qgis 3.16 Hannover, usando a ferramenta r.report. A verificação da integridade ecológica por meio da intensidade do desflorestamento, regeneração e estabilidade dos ecossistemas florestais ocorreu por meio do plugin “Semi-Automatic Classification”, disponível no Qgis 3.16. A aba Land Cover Change. Esta ferramenta permitiu comparar as series temporais e avaliar as alterações na paisagem. Dois arquivos foram gerados (output), um raster de mudança de cobertura de terra, mostrando as alterações e um arquivo “.csv”, com valores das áreas. Também foi realizada análise da matriz de transição entre os anos de 1990 e 2021.

4.3 Resultados e Discussão

4.3.1. Dinâmica espaço-temporal de uso e cobertura da terra (1990-2021)

A partir da análise da dinâmica espaço-temporal de uso e cobertura da terra da bacia do rio Bu, pode-se verificar o quantitativo de área que cada classe perdeu ou ganhou no período compreendido entre 1990 a 2021, em um intervalo de 31 anos (Tabela 5), principalmente a classe Formação Florestal que é a alvo e referencial desta pesquisa. As outras classes de uso e cobertura da terra que compõem a paisagem da bacia do rio Bu são as seguintes: Formação Savânica; Silvicultura; Campo Alagado e Área Pantanosa; Formação Campestre; Outras Formações não Florestais; Pastagem; Mosaico de Usos; Área Urbanizada; Outras Áreas não Vegetadas; Mineração; Rio, Lago e Oceano; e Outras Lavouras temporárias.

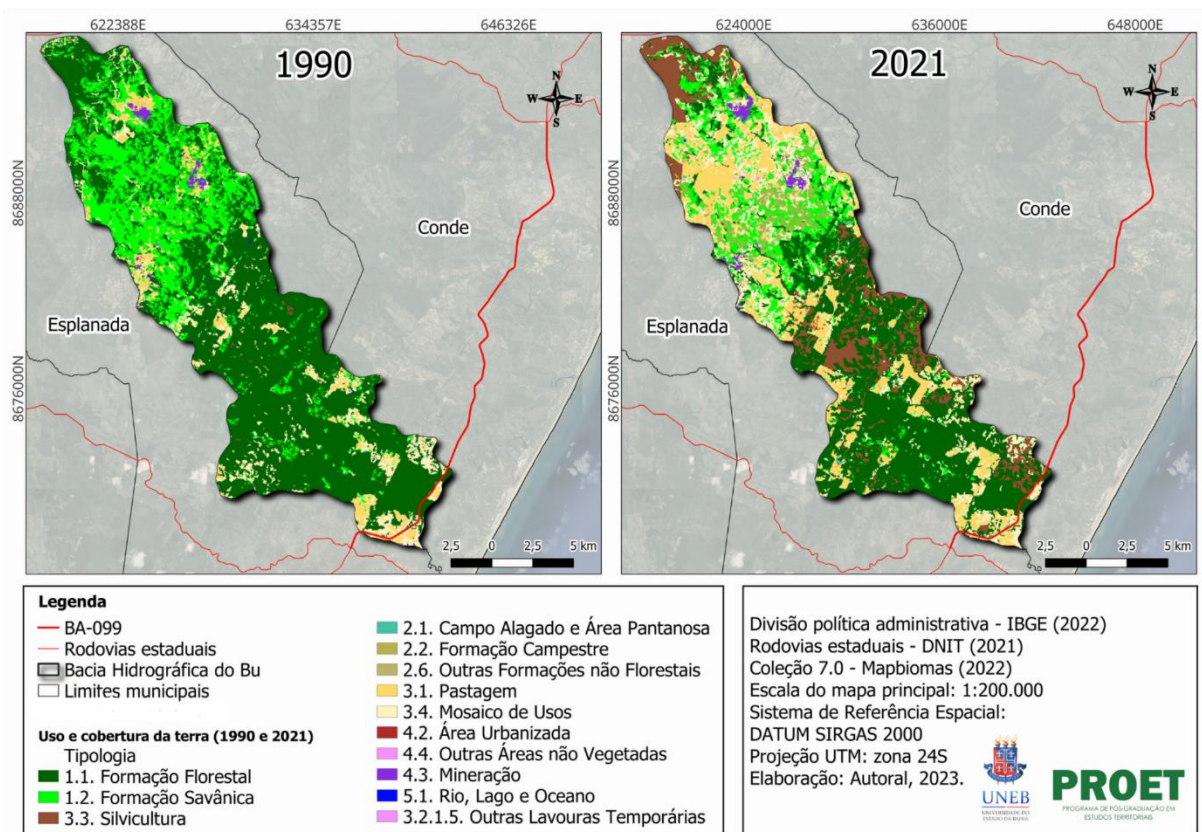
Tabela 5. Dinâmica espaço-temporal de uso e cobertura da terra em 31 anos (1990-2021).

Classes de Uso e Cobertura do Solo	1990		2021		Variação temporal
	ÁREA (ha)	%	ÁREA (ha)	%	
Formação Florestal	16.241,13	59,99	10.540,35	38,94	-5.700,78
Formação Savânica	6724,35	24,84	3.560,31	13,15	-3.164,04
Silvicultura	34,2	0,13	3.101,49	11,46	3.067,29
Campo Alagado e Área Pantanosa	37,98	0,14	54,72	0,20	16,74
Formação Campestre	53,1	0,20	1.035,63	3,83	982,53
Outras Formações não Florestais	0,63	0,002	0,81	0,00	Continua...
Pastagem	1502,73	5,55	4.202,73	15,52	2.700,00
Mosaico de Usos (Agricultura)	2280,69	8,42	4.278,69	15,81	1.998,00
Área Urbanizada	1,71	0,01	2,07	0,01	0,36
Outras Áreas não Vegetadas	5,4	0,02	24,21	0,09	18,81
Mineração	168,21	0,62	250,38	0,92	82,17
Rio, Lago e Oceano	22,5	0,08	6,21	0,02	-16,29
Outras lavouras temporárias	-	-	13,86	0,05	13,86
TOTAL	27.072,63	100	27.071,46	100	27.071,46

Fonte: Mapbiomas (2022).

No período analisado houve uma grande perda de 5.700,78 hectares de Formação Florestal. Já no sentido inverso, houve aumento da área ocupada com Silvicultura (3.067,29 ha), Pastagem (2.700 ha) e Mosaicos de usos (1.998 ha) (Figura 13).

Figura 13. Dinâmica espaço-temporal de uso e cobertura da terra em 31 anos (1990-2021).



Fonte: Mapbiomas (2022)

Diante do mapa da dinâmica espaço-temporal, podemos verificar o crescimento da silvicultura, substituindo as áreas de florestas. As culturas realizadas são de pinus (*Pinus*) e eucalipto (*Eucalyptus* spp.). Estas culturas obtiveram um crescimento e atualmente ocupam extensas áreas nas porções interiores, entre as sedes municipais e depósitos sedimentares associados a ambientes costeiros, concentrados em municípios do litoral norte, dentre eles em Esplanada e Conde, que fazem parte da bacia (INEMA, 2003).

O plantio de eucalipto e pinus se deu através de programas de incentivos fiscais governamentais na década de 70 e atraíram empresas de fora do Estado para realizar programa de reflorestamento (Cosmos, 2011). Através do Decreto-lei nº 76.046, de 1976, o governo federal estimulou a criação de Distritos Florestais em todo o país. A criação destes visava a coordenar as iniciativas dos plantadores de monoculturas de árvores, procurando garantir uma escala economicamente viável para sua inserção nos programas industriais de expansão da produção de aço e papel. Na Bahia foram criados três Distritos Florestais: o do Extremo Sul, o do Sudoeste da Bahia e o do Litoral Norte (SEI, 2009).

Através da criação do Distrito Florestal do Litoral Norte, cresceu de forma acelerada, chegando a ultrapassar os limites previamente estabelecidos, ocupando atualmente cerca de 13% do Território de Identidade Litoral Norte e Agreste Baiano.

O Distrito abrange 23 municípios, sendo que os municípios de Inhambupe, Entre Rios, Esplanada e Alagoinhas, representam juntos cerca de 70% da silvicultura na região do Distrito (Nunes; Matos, 2017).

Este reflorestamento causou impactos negativos na economia local, pois houve substituição de culturas tradicionais por plantações de eucaliptos, com prejuízos de abastecimento para feiras locais. Na década de 70 a agricultura era a principal atividade econômica e perdeu espaços para a silvicultura (Oliveira, 1995). A partir do ano 2000, as principais culturas cultivadas na região foram coco, laranja e maracujá, e em 2000, os municípios de Conde e Jandaíra destacaram-se com áreas plantadas entre 14 e 12 mil hectares (Cosmos, 2011).

Nas últimas décadas, o município de Conde tornou-se um dos principais produtores de coco do Brasil (Cosmos, 2011). O cultivo de coqueiros somado ao processo de ocupação urbana a partir da implantação da rodovia Linha Verde (BA-099), na década de 70, ocasionou progressiva retirada da cobertura vegetal nativa. O resultado foi perdas significativas na qualidade ambiental, contribuindo para geração de grandes impactos, principalmente nas áreas costeiras (Menezes, 2015).

Outras atividades locais como turismo, pecuária extensiva, agricultura familiar e pesca também ocasionam o desmatamento de matas ciliares nesta região (Guimarães *et al.*, 2019).

Conforme Costa Neto (2012), o território de Esplanada era dominado por empresas de exploração de madeira, onde adquiriram cerca de 70% das áreas rurais do município, a fim de implantar a cultura de *Pinus* e *Eucaliptus*, o que contribuiu para a redução drástica da vegetação nativa local e desgaste da fertilidade do solo. Posteriormente, algumas dessas empresas desfizeram-se de parte expressiva de suas áreas e estes espaços passaram a ser de assentamentos humanos rurais. Nestes assentamentos ocorreu o plantio de lavouras temporárias para subsistência e lavouras permanente, destacando-se a fruticultura. A criação de animais também é direcionada à subsistência, como a criação de peixes, sendo que parte da produção é dividida entre os assentados e parte comercializada por empresas parceiras.

Outros registros da literatura sobre uso e ocupação da terra no litoral norte baiano, corroboram nossa pesquisa. Segundo Jean (2017), analisando a dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura da terra referente aos anos 1993 a 2010 entre os rios Pojuca e Imbassaí, também na APA Litoral Norte da Bahia, foi verificou que predominavam pastagem, culturas agrícolas, como a de coco e a silvicultura.

De acordo com Soares (2019), em seu estudo envolvendo a dinâmica espaço temporal do uso e cobertura no bioma Mata Atlântica no Litoral Norte e Agreste Baiano, entre os anos 2000 e 2016, mostrou o crescimento de áreas agropastoris. No estudo de Almeida (2015), na realização do mapeamento de unidades ambientais e evolução do uso da terra na bacia do rio Punhaí. no Litoral Norte da Bahia, entre os anos 1959 e 1993, observou-se também um aumento de propriedades com cultivo agrícola.

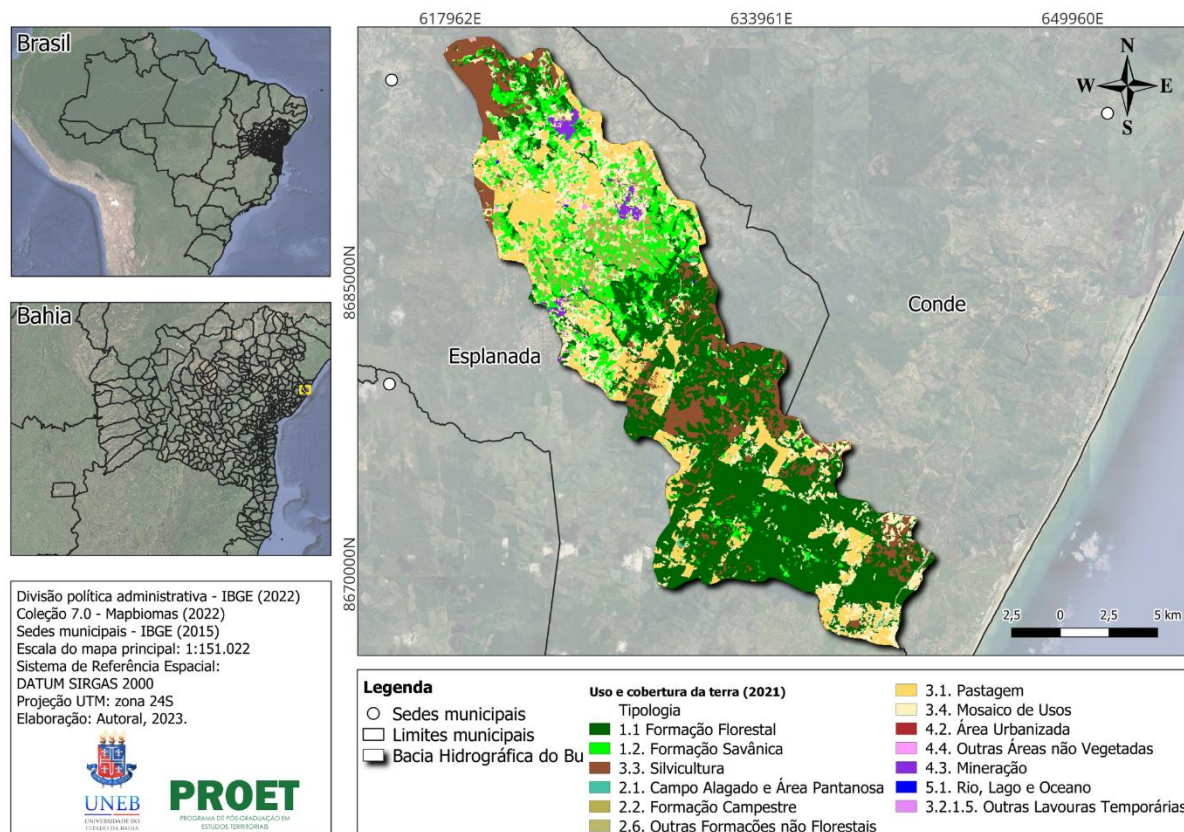
Considerando o processo histórico de ocupação e desenvolvimento econômico do litoral norte baiano, ainda no século XX, década de 1950, um estudo intitulado Salvador e o Deserto, publicado pelo geógrafo Milton Santos, descrevia as terras dessa região como consideradas menos propícias ao cultivo da cana-de-açúcar. Este autor afirma que os municípios de Entre Rios, Esplanada, Cardeal da Silva, Conde e Jandaíra, agrupados na sub-região Litoral Norte, não possuíam solo que favorecesse a plantação de lavouras canavieiras. Nessas áreas eram cultivados apenas mandioca, feijão e coco, cuja produção estava voltada para consumo interno. Na sub-região costeira Litoral Norte caracterizou-se pelo estabelecimento de aldeias de pescadores e currais de gado. Ganhou destaque pela prática da pecuária extensiva, tendo sido importante fornecedora de carnes e animais de tração para canaviais e engenhos do Recôncavo tradicional (SEI, 2009).

A descrição do processo histórico de ocupação na zona costeira mostra que as atividades do tipo pastagem e mosaicos de uso (pecuária e agricultura) já ocupavam grandes extensões desde a década de 90 do século XX, e possivelmente teve crescimento a partir dos anos 50 com o desenvolvimento econômico da sub-região do Litoral Norte. Enquanto a silvicultura teve seu desenvolvimento a partir da década de 70, e a agricultura, que era a atividade principal até esta década, foi substituída aos poucos por esta atividade econômica.

4.3.2 Análise do uso e cobertura da terra da bacia do rio Bu (2021)

Foram encontradas 13 classes de uso e cobertura da terra na área de estudo da bacia do rio Bu para o ano de 2021, a saber: Formação Florestal; Formação Savânica; Silvicultura; Campo Alagado e Área Pantanosa; Formação Campestre; Outras Formações não Florestais; Pastagem; Mosaico de Usos; Área Urbanizada; Outras Áreas não Vegetadas; Mineração; Rio, Lago e Oceano; e Outras Lavouras temporárias (Figura 14).

Figura 14. Mapa de Classes de uso e Cobertura da Terra da Bacia do rio Bu (2021).



Fonte: Autoral (2023).

A classe de referência desta pesquisa foi a Formação florestal, ocupando uma área equivalente a 10.540,35 hectares que corresponde a 38,94% da área total da bacia (Tabela 6). A formação Florestal é constituída em maior parte pela fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa e encontra-se em áreas constituídas por unidade geomorfológica do tipo Tabuleiros Costeiros e possui solos do tipo Argissolo-vermelho-amarelo-distrófico.

Outras classes que se destacaram foram do tipo Mosaicos de Usos (15,81%), Pastagem (15,52%) e Silvicultura (11,46%) (Tabela 5), integradas ao nível da classe Agropecuária. Atualmente, a agricultura e a pecuária ocupam cerca de 37% da área do planeta sendo o uso da terra mais difundido (Rocha *et al.*, 2020).

Tabela 6. Dados de uso e cobertura da terra da bacia do rio Bu, Litoral Norte – BA.

ID	Classe de Referência (2021)	2021	
		ÁREA (ha)	%
3.0	Formação Florestal	10.540,35	38,94
4.0	Formação Savânica	3560,31	13,15
9.0	Silvicultura	3101,49	11,46
11.0	Campo Alagado e Área Pantanosa	54,72	0,20
12.0	Formação Campestre	1035,63	3,83
13.0	Outras Formações não Florestais	0,81	0,003
15.0	Pastagem	4202,73	15,52
21.0	Mosaico de Usos (Agricultura)	4278,69	15,81
24.0	Área Urbanizada	2,07	0,01
25.0	Outras Áreas não Vegetadas	24,21	0,09
30.0	Mineração	250,38	0,92
33.0	Rio, Lago e Oceano	6,21	0,02
41.0	Outras Lavouras temporárias	13,86	0,05
	TOTAL	27.071,46	100

Fonte: Adaptado Mapbiomas (2022).

A heterogeneidade da paisagem presente na Bacia do rio Bu é devido a diversidade dos fatores morfoclimáticos associado aos potenciais econômicos da região, influenciando assim nas diversas cadeias produtivas.

O clima da região favorece a agricultura e extrativismo, como a produção de coco-da-baía (*Cocos nucifera* L.), o qual ocupa um lugar de destaque na economia da região. Este cultivo é favorecido pela precipitação pluvial anual acima de 1200 mm e temperatura média anual do ar em torno de 27° C – com oscilações de amplitudes térmicas diárias entre 5° C e 7° C (Cosmos, 2011). O município do Conde junto com Esplanada, detêm quase metade da área de produção de coco do Estado da Bahia (Codeter, 2017).

Outras cadeias produtivas encontradas na área de estudo são: mandiocultura, apicultura, bovinocultura, piscicultura, e laranja, embora outras cadeias tenham sua importância principalmente a produção dos agricultores familiares e assentados de reforma agrária. Entretanto, os cultivos mais representativos são as lavouras

permanentes, com destaque para a cultura do coco-da-baía (*Cocos nucifera* L.) e citricultura.

Portanto, nestas áreas próximas a zona costeira, as atividades industriais e áreas urbanas, praticamente inexistem, e a agricultura está fortemente vinculada a cultura permanente do coco, que neste setor são plantados sobre terraços marinhos próximos a linha de costa. Na mesma porção territorial, também há aquelas fazendas com baixa produção, e tecido urbano incipiente, formado por populações tradicionais que vivem essencialmente de visitas de turismo e pesca de fim de semana, concentrado nestas povoações tradicionais (INEMA, 2003).

Na região Litoral Norte, abrangendo a bacia do Bu, as atividades relacionadas à silvicultura, assim como, instalação de grandes empreendimentos turísticos e de condomínios residenciais também se fazem presentes e vêm provocando a descaracterização de muitos sistemas naturais, como as regiões de mangue, praias e dunas (Soares, 2019).

Segundo o Novo Código Florestal (Brasil, 2012), a silvicultura, por ser a maior atividade agropastoril de uso do solo, prevê a exploração das áreas de florestas por meio de licenciamento ambiental aprovado pelo órgão competente do SISNAMA, mediante Plano de Manejo Florestal Sustentável – PMFS. O plano de manejo deve contemplar técnicas de condução, exploração, reposição florestal e manejo compatíveis com os variados e a exploração de florestas plantadas devem ser localizadas fora das Áreas de Preservação Permanente e de Reserva Legal (Brasil, 2012).

Atualmente, há no litoral norte baiano empreendimento com extração da madeira de eucalipto proveniente de reflorestamento. Planta-se eucalipto apenas em áreas antropizadas, ou seja, onde já haviam sido plantadas outras culturas. Não operam em Áreas de Conservação (Áreas de Preservação Permanente ou Reserva Legal), também não operam em solos turfosos. Em 2022, a empresa Bracell finalizou o ano com plantações de eucalipto em 36 cidades da Bahia (Litoral Norte e Agreste Baiano). O ciclo de colheita acontece a cada cinco ou seis anos (Bracell, 2022).

A atividade agropecuária, que se instala após retirada da cobertura de floresta nativa, está principalmente associada a agricultura de subsistência e pecuária extensiva. O rebanho bovino é mais expressivo no município de Esplanada

e concentram-se preferencialmente em áreas com distâncias médias superiores a 25 km da linha de costa, não impactando muito nas áreas que fazem parte da zona costeira (INEMA, 2003).

Outra atividade que impacta na área de estudo é a mineração, ocupando uma área de 250,38 hectares, correspondendo a 0,92% da paisagem local. As atividades mineradoras, conforme Mechi e Sanches (2010), implicam na supressão de vegetação ou impedimento de sua regeneração. Em muitas situações, o solo superficial de maior fertilidade é também removido, e os solos remanescentes ficam expostos aos processos erosivos que pode acarretar assoreamento dos corpos d'água do entorno.

Almeida (2008), em seu estudo de mapeamento de unidades ambientais e evolução do uso da terra na bacia do rio Punhaí no Litoral Norte (BA), verificou que o crescimento de localidades e demandas do setor imobiliário na região metropolitana de Salvador, contribuiu, de maneira significativa, para a exploração mineral de areia na região do litoral norte. Assim, o aumento da demanda pela areia para a construção civil, o baixo poder agregado deste produto, como também as limitações administrativas dos órgãos reguladores de autorização e fiscalização para a exploração do mineral, acabam contribuindo para a exploração ilegal e impactos ambientais com a modificação das feições geomorfológicas, como também, a eliminação da flora e fauna.

Publicado no canal de informações do Jornal A Tarde, a matéria editada por Almeida (2014), informa que o Departamento Nacional de Proteção Mineral (DNPM), interditou espaços de extração clandestina de areia para construção civil no litoral norte da Bahia. Os areais funcionavam em territórios pertencentes aos municípios de Mata de São João, Entre Rios, Esplanada, Conde e Jandaíra. Nestes lugares, foram retirados de forma ilegal cerca de 392 mil metros cúbicos, valor que corresponde a quase 26 mil caçambas.

De acordo com a Lei dos Crimes ambientais (9.605 de 1998), extrair de florestas de domínio público ou consideradas de preservação permanente, sem previa autorização, pedra, areia, cal ou qualquer espécie de minerais é crime, havendo pena de detenção, de seis meses a um ano, e multa para o infrator (Brasil, 1998).

A classe Área Urbanizada ocupa apenas 2,07 hectares da paisagem da bacia do rio Bu, reafirmando um cenário constituído predominantemente por culturas agropastoris e formações florestais.

4.3.3 Análise da matriz de transição de uso e cobertura da terra (1990 e 2021)

Na análise da matriz de transição verifica-se as 13 classes de uso e cobertura da terra envolvida neste processo. A classe Formação florestal foi a de maior interesse para análise da bacia hidrográfica do rio Bu, visto a presença de remanescentes florestais de grande interesse ecológico, tanto local como global, constando espécies raras e ameaçadas de extinção da fauna e flora. A Tabela 7 traz a matriz de transição no período 1990 -2021, evidenciando a substituição desta por áreas antropizadas (Tabela 7).

Tabela 7. Dados da matriz de transição de uso e cobertura da terra da bacia do rio Bu, Litoral Norte -BA (1990 -2021).

ID	Classe de Referência (1990)	Nova Classe de Referência (2021)													Total (ha)
		3 Formação Florestal	4 Formação Savânica	9 Silvicultura	11 Campo Alagado e Área Pantanosa	12 Formação Campestre	13 Outras Formações não Florestais	15 Pastagem	21 Mosaico de Usos	24 Área Urbanizada	25 Outras Áreas não vegetadas	30 Mineração	33 Rio, Lago e Oceano	41 Outras lavouras temporárias	
3	Formação Florestal	9555,12	624,06	2707,38	21,42	182,79	0	1739,25	1392,57	0	5,67	4,77	1,71	6,39	16241,13
4	Formação Savânica	208,62	2655,45	129,42	2,16	661,32	0,63	1437,12	1590,75	0,18	15,57	12,42	3,33	5,94	6722,91
9	Silvicultura	17,1	0	16,83	0	0	0	0	0,27	0	0	0	0	0	34,2
11	Campo Alagado e Área Pantanosa	0,63	0	0,72	17,91	0	0	6,3	12,42	0	0	0	0	0	37,98
12	Formação Campestre	0,27	1,53	0	0	16,74	0	5,67	27,99	0	0	0,9	0	0	53,1
13	Outras Formações não Florestais	0	0	0	0	0	0	0	0,63	0	0	0	0	0	0,63
15	Pastagem	111,6	143,19	36,81	1,08	142,74	0	432,27	573,93	0,63	2,61	56,43	0	1,44	1502,73
21	Mosaico de Usos (Agricultura)	642,78	132,57	210,33	12,15	30,69	0,18	579,33	664,74	0	0,36	7,29	0	0,09	2280,51
24	Área Urbanizada	0	0	0	0	0	0	0	0,09	1,26	0	0,36	0	0	1,71
25	Outras Áreas não vegetadas	0	0	0	0	0,63	0	0,18	3,96	0	0	0,63	0	0	5,4
30	Mineração	0,09	0,72	0	0	0,27	0	0,18	0,99	0	0	165,96	0	0	168,21
33	Rio, Lago e Oceano	4,14	2,7	0	0	0,45	0	2,43	9,99	0	0	1,62	1,17	0	22,5
41	Outras lavouras temporárias	s/v	s/v	s/v	s/v	s/v	s/v	s/v	s/v	s/v	s/v	s/v	s/v	s/v	s/v
	TOTAL (ha)	10540,3	3560,2	3101,5	54,7	1035,6	0,81	4202,7	4278,3	2,07	24,2	250,4	6,2	13,9	27071,0

Fonte: Dados da pesquisa (2023)

Na tabela 7, podemos ver as os tipos de substituições que cada classe de uso e cobertura da terra tiveram no período entre 1990 e 2021. A classe Formação florestal, objeto de estudo desta pesquisa, possuía no ano de 1990 uma área de 16.241,13 hectares e após 31 anos sofreu uma retração de 41,2 % de sua área original, substituídas em sua grande parte por Silvicultura (2.707,38 hectares), pastagem (1.739,25 hectares), Mosaicos de Usos (1.392,57 hectares).

Mesmo o Novo Código Florestal (Brasil, 2012) que disciplina a expansão da silvicultura sobre as áreas de floresta por meio do Plano de Manejo Florestal Sustentável, verifica-se a ocupação das áreas de Mata Atlântica da tipologia Floresta Ombrófila Densa.

A área ocupada pela Silvicultura cresceu de 34,20 hectares, em 1990, para 3101,49 hectares em 2021; Pastagem de 1502,73 hectares (1990) para 4202,73 (2021); e Mosaicos de Uso de 2280,51(1990) para 4278,33 (2021).

O crescimento acelerado das áreas de Silvicultura justifica-se com os programas de incentivos fiscais governamentais no litoral norte que atraíram empresas de fora do Estado para realizar programa de reflorestamento com pinus e eucalipto na década de 70. O território de Esplanada também foi dominado por empresas de exploração de madeira, a fim de implantar a cultura de *Pinus* e *Eucaliptus*, o que contribuiu para a redução drástica da vegetação nativa. Já as atividades do tipo Pastagem e Mosaicos de Uso já dominavam de forma expressiva as áreas do litoral norte baiano desde o ano de 1990 e continuou sua expansão em 2021.

4.4 Considerações Finais

As áreas ocupadas pela classe formação florestal sofreu grande perda, sendo substituída pelas classes silvicultura, pastagem e mosaicos de uso no decorrer destes 31 anos. Houve a redução de 5.700, 78 hectares de floresta de Mata Atlântica, mesmo possuindo áreas que fazem parte de unidades de conservação, como a APA Litoral Norte, e áreas de Reserva Legal.

A silvicultura é uma atividade que se desenvolveu desde a década de 70 com a implantação do Distrito do litoral norte, com o plantio de pinus e eucalipto. A agricultura, que era a atividade principal até a década de 70, foi substituída por plantações de monocultura de eucaliptos e pinhos. Entretanto, no ano 2000, o

plantio de coco, laranja e maracujá voltou a crescer, tornando-se, principalmente o coco, a atividade agrícola e econômica mais expressiva do litoral norte.

O clima da região favorece a agricultura e extrativismo, principalmente do coco. Os municípios de Conde e Esplanada, que são municípios que compõem a área da Bacia hidrográfica do rio Bu, detêm quase metade da área de produção de coco do Estado da Bahia. Houve um crescimento concomitante tanto da silvicultura como das atividades agropastoris nas áreas da Bacia do rio Bu.

A atividade agropecuária, associadas à pequena agricultura de subsistência e a pecuária extensiva, caracteriza-se pela retirada da cobertura de floresta nativa. A pecuária concentra-se preferencialmente em áreas com distâncias médias superiores a 25 km da linha de costa, não impactando muito nas áreas que fazem parte da zona costeira.

As áreas ocupadas pelas atividades mineradoras tiveram um aumento, mas não tão significativo em comparação com as outras atividades de uso e ocupação. Ressaltando que atividade mineradora são impactantes ambientalmente e enquadrada como crime ambiental em áreas de preservação.

As áreas urbanizadas possuem pequenas extensões, sendo as áreas da bacia ocupadas em maior parte por atividades agropastoris.

As áreas de remanescentes de Floresta Ombrófila, que tem grande importância ecológica, principalmente as que se encontram nas áreas de unidades de proteção, devem ter uma maior fiscalização e monitoramento. São áreas que possuem espécies da fauna e flora consideradas raras e ameaçadas de extinção que necessitam da integridade ecológica de seus habitats. Além disto, estes ecossistemas oferecem serviços ecossistêmicos importantes.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, Luana. Portal A Tarde. **Fiscalização interdita 11 áreas de extração ilegal de areia. Publicado** terça-feira, 18 de novembro de 2014 às 08:25 h. 2014. Salvador. BA. Disponível em: <<https://atarde.com.br/bahia/bahiasalvador/fiscalizacao-interdita-11-areas-de-extracao-ilegal-de-areia-650442>>. Acesso em: 14 abr. 2022.

ALMEIDA, Ricardo Acácio. **Mapeamento de unidades ambientais e evolução do uso da terra na Bacia do Rio Punhaí (BA)**. 2015. 117 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, 2015.

ANA. Agência Nacional de Águas. Catálogo de Metadados da ANA. **Bacias Hidrográficas do Brasil (BHB250)**. 2021. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/3d87216f-e45e-41d8-9837-074c1608fb1e>. Acesso em: 29 ago. 2022.

BRASIL. **Lei N.º 9.605, de 12 de fevereiro de 1998**. Lei de crimes ambientais. 1998. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cma/images/stories/Legislacao/Leis/Lei_9605_98_Lei_de_Crimes_Ambientais.pdf. Acesso em: 18 fev. 2022.

BRASIL. **Lei N.º 12.651, de 25 de maio de 2012**. Novo Código Florestal Brasileiro. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 12 abr. 2022.

CODETER. Colegiado de Desenvolvimento Territorial. Território Litoral Norte e Agreste Baiano. **Plano Territorial de Desenvolvimento Sustentável**. Alagoinhas. BA. 2017. 74p.

COSMOS, Engenharia e Planejamentos. **Fazenda Bu: Diagnóstico ambiental: restrições e potencialidades ambientais**. Endereço comercial, Estrada do Côco, Km 22, Centro Comercial Ponto Verde – Lauro de Freitas, Bahia, 2011, 131 p. Disponível em: www.cosmosengenharia.com.br. Acesso em: 3 jun. 2022.

ESQUIVEL, Marcus Santos. **O quaternário costeiro do município de Conde: Implicações para a gestão ambiental**. 2006. 113 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, 2006. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/handle/ri/23378>. Acesso em: 18 ago. 2022.

GIULIETTI, A. M.; RAPINI, A.; ANDRADE, M. J. G.; QUEIROZ, L. P.; SILVA, J. M. C. **Plantas Raras do Brasil**. Conservação Internacional, Belo Horizonte, MG, 2009, 496 p. Disponível em: https://www.conservation.org/docs/default-source/brasil/Conteudo-completo_Plantas-Raras-do-Brasil_final.pdf. Acesso em: 11 maio. 2022.

GUIMARÃES, L. M.; LIMA, T. A. C.; FRANÇA, E. J.; ARRUDA, G. N.; SOUZA, J. R. B.; ALBERGARIA-BARBOSA, A. C. R. Impactos da mudança de vegetação local no

aporte de matéria orgânica para um estuário tropical preservado (Estuário do Rio Itapicuru – BA). **Quím. Nova**, São Paulo, v. 42, n. 6, p. 611-618, maio, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170370>

INEMA. Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Decreto n.º 1.046 de março de 1992**. Disponível em: <http://www.inema.ba.gov.br/wp-content/uploads/2011/09/DECRETO-N%C2%B0-1.046-DE-17-DE-MAR%C3%87-DE-1992-Litoral-Norte-do-Estado-da-Bahia.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2021.

INSTITUTO TAMANDUÁ. Projeto Preguiça. **Relatório Final do Projeto de Conservação da preguiça-de-coleira (Bradypus torquatus) – Base Praia do Forte (BA)**. CLN. Consórcio Litoral Norte, Mata de São João, jan. 2021. 80 p. Disponível em: <https://www.tamandua.org/doacao-projeto-preguica/>. Acesso em: 19 mar. 2022.

JEAN, Leah Thelma. **Análise espaço-temporal do uso e cobertura da terra na APA Litoral Norte da Bahia (1993 - 2010), entre os rios de Pojuca e Imbassai**. 2017. 101 f. Dissertação (Mestrado em Geografia), Universidade Federal da Bahia, UFBA, Salvador, 2017. 101 f. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/handle/ri/22574>. Acesso em: 21 abr. 2022.

MAIA, Margareth Peixoto.; SANTOS, Sidnei Sampaio. **Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade no Litoral Norte da Bahia – Importância, Ameaças e Estratégias de Conservação**. Núcleo Mata Atlântica - Ministério Público do Estado da Bahia, 2013, 25 p. Disponível em: <http://dspace.sistemas.mpba.mp.br/jspui/handle/123456789/321>. Acesso em: 22 nov. 2022.

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil. **Land use change on threatened biomes in South America and Indonesia. Pressing challenges in the face of climate change**. 2022. 15 p. Disponível em: <https://s3.amazonaws.com/amazonia.mapbiomas.org/documentos/MBIfactsheet-COP27-EN.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2022.

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil. **Agricultura foi o tipo de uso de solo que mais cresceu na Mata Atlântica nos últimos 37 anos. Áreas urbanizadas triplicaram entre 1985 e 2021**. s.d. v. 7.1 (artigo eletrônico). Disponível em: <https://mapbiomas.org/57-dos-municipios-da-mata-atlantica-tem-menos-de-30-de-vegetacao-natural#:~:text=Enquanto%20a%20cobertura%20florestal%20recua,percentual%20alcan%C3%A7ou%2017%2C6%25>. Acesso em: 18 out. 2022.

MECHI, Andrâa.; SANCHES, Djalma Luiz. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. **Estudos Avançados**, v. 24, p. 68, p. 209-220, jan. 2 92 Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/eav/article/view/10475>. Acesso em: 2 2022.

MOREIRA, Eduardo Freitas.; BOSCOLO, Danilo.; VIANA, Blandina Felipe. Spatial heterogeneity regulates plant-pollinator networks across multiple landscape scales. **PLoS One**, v. 10, n. 4, p. 1-19, apr. 2015.

DOI:<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123628>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article/file?id=10.1371/journal.pone.0123628&type=printable>. Acesso em: 22 jan. 2022.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 24; n. 403(6772), p. 853-858, feb. 2000. DOI: 10.1038/35002501. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/10706275/>. Acesso em: 22 jul. 2022.

NUNES, José Marcos de Castro.; MATOS, Mara Rojane Barros de. **Litoral Norte da Bahia: Caracterização Ambiental, Biodiversidade e Conservação**. Ciências Biológicas. 1. ed. Salvador-BA: EDUFBA, 2017, 460 p. Disponível em: <http://repositorio.ufba.br/ri/handle/ri/24288>. Acesso em: 26 mar. 2022.

OLIVEIRA, Ariovaldo U. de. Geografia e Território: desenvolvimento e contradições na agricultura. **Boletim de Geografia Teorética**, Rio Claro, v. 25, n. 49-50, p. 15-58, 1995.

ROCHA, Maysa Araujo.; MASSI, Klécia Gili.; MENDES, Tatiana Sussel Gonçalves. Integridade ecológica de propriedades agrícolas de produtores orgânicos na região do Vale do Paraíba Paulista. **Paisag. Ambiente: Ensaios**, São Paulo, v. 31, n. 45, p. 1-14, out. 2020. DOI:<https://doi.org/10.11606/issn.2359-5361.paam.2020.169741>

SOARES, Silvana Oliveira Wenceslau. **Dinâmica espaço temporal do uso e cobertura no bioma mata atlântica no litoral norte e agreste baiano: quantificação de padrões espaciais no período (2000-2016)**. 2019. 70 f. Dissertação (Mestrado em Modelagem em Ciência da Terra e do Ambiente) – Universidade Estadual de Feira de Santana – UEFS, Feira de Santana, BA, 2019. Disponível em: <http://tede2.uefs.br:8080/handle/tede/876>. Acesso em: 19 nov. 2021.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process. **Springer**, New York, NY, USA, 2001.

5. ARTIGO 3

**AVALIAÇÃO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NA BACIA DO RIO BU- LITORAL
NORTE, BAHIA, COMO SUBSÍDIO PARA CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE
PREGUIÇA-DE-COLEIRA (*Bradypus torquatus* Illiger, 1811)**

RESUMO

A fragmentação de habitats naturais, que pode ocasionar não só a perda de habitat, mas também a redução da conectividade da paisagem, constitui um dos atributos espaciais da paisagem mais importantes para avaliar a integridade da paisagem. O presente estudo teve como objetivo quantificar, por meio das métricas, a composição e configuração da paisagem, especialmente da classe florestal que compõe a Bacia do rio Bu. As áreas ocupadas pela Classe Formação Florestal foram obtidas do mapeamento do Projeto Mapbiomas de 202, coleção 7. As métricas foram processadas no software *Fragstats* versão 4.2. Foram utilizados métricas de tamanho, forma, área central, borda e proximidade entre os fragmentos. As análises das métricas, a nível de fragmento, classe e paisagem, mostrou que a paisagem da bacia do rio Bu sofreu uma alta fragmentação. A classe de tamanho I (0 a 5 ha), com 270 fragmentos, foi a classe que mais sofreu com a perda de habitat e isolamento. O tamanho médio dos fragmentos na bacia do rio Bú foi de 1,28 hectares e o índice de forma (com valores acima de 1), considerados irregulares, indicando que sofrem intenso efeito de borda. A paisagem local mostra descontinuidade do habitat florestal, não sendo uma paisagem ideal para sobrevivência da preguiça-de-coleira. Os fragmentos maiores possuem formas irregulares (valores de índices de forma acima de 1), porém ainda possuem a maior área central dentre os fragmentos da paisagem, favorecendo as espécies de interior da mata, como a espécie preguiça-de-coleira. Quanto à métrica de conectividade, os índices de proximity demonstram que os fragmentos florestais contidos na classe VI é que possuem maior proximidade com os outros fragmentos existente na paisagem, num raio de até 100 metros. Ressalta-se que estes fragmentos florestais devem ser considerados áreas-chaves para conservação e manutenção da preguiça-de-coleira. São áreas que proporcionam disponibilidade de alimento e evitam que a espécie se desloque em áreas abertas sofrendo ameaças. Os fragmentos menores associados a estes podem possuir função de stepping stones, aumentando a conectividade da paisagem e facilitando o fluxo gênico para a espécie-alvo *Bradypus torquatus* (Illiger, 1811).

Palavras-chave: Bacia Hidrográfica. Ecologia de paisagem. Fragmentação. Floresta Ombrófila. Preguiça-de-coleira.

ABSTRACT

The fragmentation of natural habitats, which can lead not only to habitat loss but also to reduced landscape connectivity, is one of the most important spatial attributes of the landscape for assessing landscape integrity. The objective of this study was to quantify, through metrics, the composition and configuration of the landscape, especially of the forest class that makes up the Bu River Basin. The areas occupied by the Forest Formation Class were obtained from the mapping of the Mapbiomas Project of 202, collection 7. The metrics were processed using Fragstats software version 4.2. Metrics of size, shape, central area, edge, and proximity between fragments were used. The analysis of the metrics, at the fragment, class and landscape level, showed that the landscape of the Bu River basin suffered a high fragmentation. Size class I (0 to 5 ha), with 270 fragments, was the class that suffered the most from habitat loss and isolation. The average size of the fragments in the Bú River basin was 1.28 hectares and the shape index (with values above 1) were considered irregular, indicating that they suffer an intense edge effect. The local landscape shows discontinuity of the forest habitat, not being an ideal landscape for the survival of the collared sloth. The larger fragments have irregular shapes (shape index values above 1), but still have the largest central area among the fragments of the landscape, favoring the species from the interior of the forest, such as the collared sloth. As for the connectivity metric, the proximity indices show that the forest fragments contained in class VI are the ones that have greater proximity to the other fragments existing in the landscape, within a radius of up to 100 meters. It should be noted that these forest fragments should be considered key areas for the conservation and maintenance of the collared sloth. These are areas that provide food availability and prevent the species from moving in open areas and suffering threats. The smaller fragments associated with these may have the function of stepping stones, increasing the connectivity of the landscape and facilitating gene flow to the target species *Bradypus torquatus* (Illiger, 1811).

Keywords: Watershed. Landscape Ecology. Fragmentation. Ombrophilous Forest. Collared Sloth.

5.1 Introdução

A fragmentação de habitats naturais, pode ocasionar não só a perda de habitat, mas também a redução da conectividade da paisagem e, conseqüentemente, o isolamento dos fragmentos (Pardini et al., 2010). Os efeitos da fragmentação variam entre organismos, tipos de habitat e regiões geográficas (Haila, 2002). “A fragmentação do habitat é um processo em escala de paisagem, devendo-se considerar as características comportamentais e história de vida específicas das espécies” (Mcgarigal; Cushman, 2002, p. 336).

Outrossim, pouca atenção é dada à modificação de remanescentes florestais e ao grau de antropização, o que reduz a integridade do ecossistema e diminui muitos dos benefícios que estas florestas fornecem. Isso é preocupante, uma vez que a modificação é potencialmente tão significativa quanto a perda total de florestas na determinação geral dos resultados ambientais (Grantham *et al.*, 2020).

Na década de 1990, houve a incorporação de dados de sensores remotos e o desenvolvimento de numerosas métricas da ecologia da paisagem ou índices que são de grande valor para analisar pastagens, florestas, campos e planícies inundáveis, visando avaliar a saúde e a diversidade da vegetação (Frohn, 1998 apud Rocha, 2011). Conforme Volotão (1998), com os índices numéricos, ou métricas, pode-se quantificar os atributos espaciais de uma paisagem. Métricas da paisagem são algoritmos que quantificam características espaciais específicas de manchas, classes de manchas, ou o mosaico inteiro da paisagem (Mcgarigal; Marx, 1995).

Na análise espacial, os índices obtidos devem ser considerados em conjunto com as informações visuais obtidas das próprias imagens. Segundo os estudos da ecologia da paisagem, a estrutura da paisagem refere-se à composição (ou seja, extensão de diferentes coberturas de terra) e configuração (ou seja, arranjo espacial dessas coberturas de terra) em uma determinada área (San-José *et al.*, 2022). Também nestes estudos consideram-se o desenvolvimento e as dinâmicas da heterogeneidade e sua influência nos processos ecológicos, e o gerenciamento da heterogeneidade espacial (Volotão, 1998).

O uso, entretanto, das métricas desenvolvidas em Ecologia, tem sua correta aplicação com o pré-requisito do conhecimento minucioso dos parâmetros e fenômenos envolvidos.

As métricas podem fundamentar propostas de futuros corredores ecológicos de Mata Atlântica e/ou outras estratégias de conectividade, identificando fragmentos prioritários para conservação (Silva; Souza, 2014). Além disso, a identificação da estrutura florestal pode auxiliar na proteção dos recursos hídricos e solos, além de contribuir para a conectividade de áreas de floresta nativa, facilitando o fluxo gênico de espécies vegetais e animais e, conseqüentemente, a manutenção da biodiversidade da Floresta Atlântica (Franco *et al.*, 2007), em especial a espécie *Bradypus torquatus* (preguiça-de-coleira) que é endêmica da Mata Atlântica. A preguiça-de-coleira é profundamente afetada pela fragmentação, perda e destruição do habitat por ser estritamente arborícola e folívora (Santos, 2020) e seu status está como vulnerável.

Na Bahia, existe um remanescente florestal de Mata Atlântica chamado Mata do Bu, que faz parte dos ecossistemas do litoral norte baiano. É um remanescente florestal que foi indicado no ano de 1990 como o mais importante do Litoral Norte da Bahia, considerando critérios botânicos (Maia; Santos, 2013). Complementa-se que além do registro de espécie de plantas raras na Fazenda do Bu, município de Conde, também houve outros estudos que listou a espécie *Bradypus torquatus* (preguiça-de-coleira) como um dos animais que compõem a fauna silvestre do local (Cosmos, 2011; CLN, 2020). Ressalta-se que ecossistemas do litoral norte baiano vêm sofrendo intensas alterações ambientais, resultando na fragmentação e perda de habitats após a construção da rodovia Linha Verde – BA 099 em 1970 (Maia; Santos, 2013)

Diante da fragmentação do habitat na bacia do rio do Bu, e do status de vulnerabilidade da espécie *Bradypus torquatus*, o presente capítulo teve como objetivo quantificar a composição e configuração da paisagem, especialmente a classe florestal, utilizando métricas da paisagem. A partir deste diagnóstico, foi possível identificar áreas prioritárias para conservação que contribua para o fluxo gênico das espécies, principalmente para a espécie-alvo de conservação: *Bradypus torquatus* (preguiça-de-coleira).

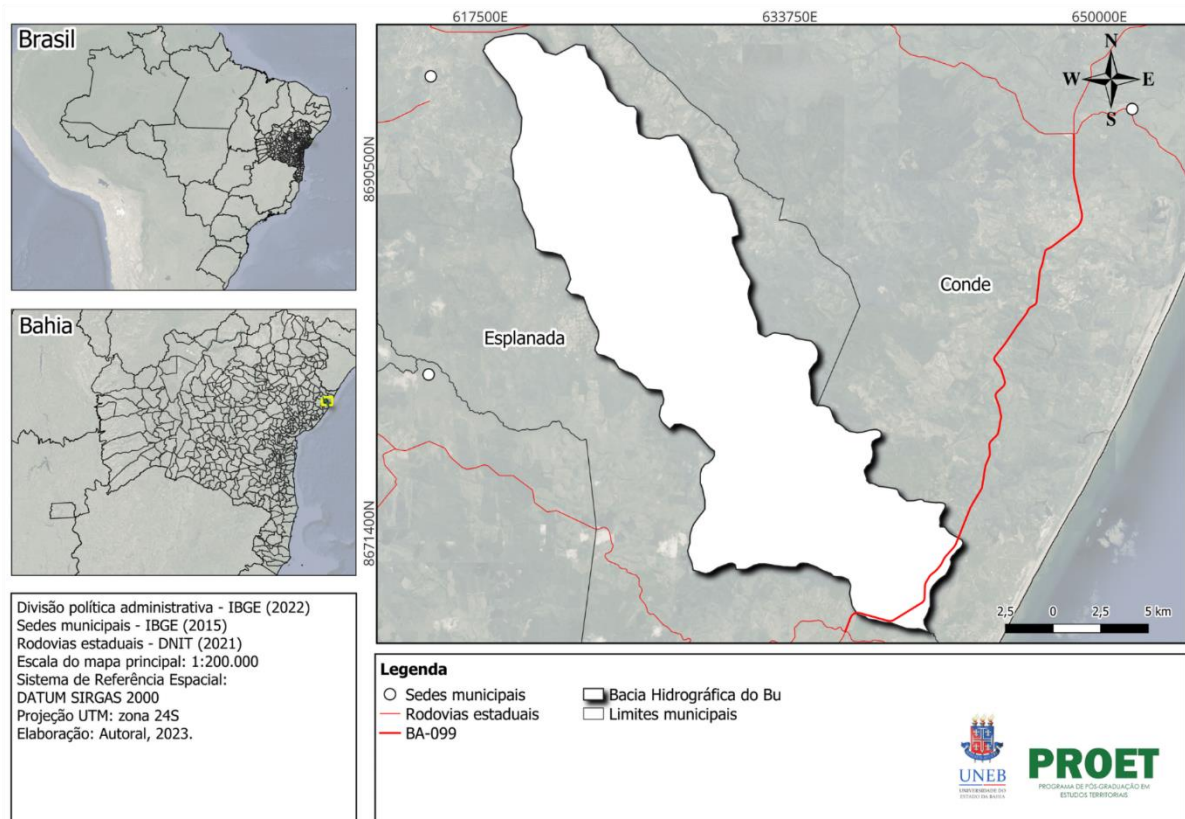
5.2 Material e Métodos

5.2.1 Área de Estudo

O *locus* da pesquisa é a Bacia hidrográfica do rio Bu, localizada na região do Litoral Norte da Bahia (Figura 15), abrangendo os municípios de Conde e Esplanada (IBGE, 2021), inserida entre as coordenadas geográficas -12°.06' a -11°.77' Latitude Sul e -37°.91' a -37°.68' Longitude Oeste. Possui uma área total de 26.893 hectares, sendo 3.044 hectares no município de Conde e 23.859 hectares em Esplanada.

A porção da bacia do rio Bu que está inserida dentro da APA Litoral Norte (APA/LN) corresponde a 2.982,605 hectares. A rodovia Ba-099 construída em 1970 (CLN, 2022), possui um trecho que atravessa parte da área da bacia do rio Bu, especificamente na região pertencente a APA/LN, próximo a foz.

Figura 15. Localização da bacia hidrográfica do rio Bu – Litoral Norte – BA.



Fonte: Autoral (2023).

O rio Bu percorre 31.7 km da nascente até a foz, sendo um afluente do rio Inhambupe; nasce no município de Esplanada, tendo parte de seu leito percorrendo

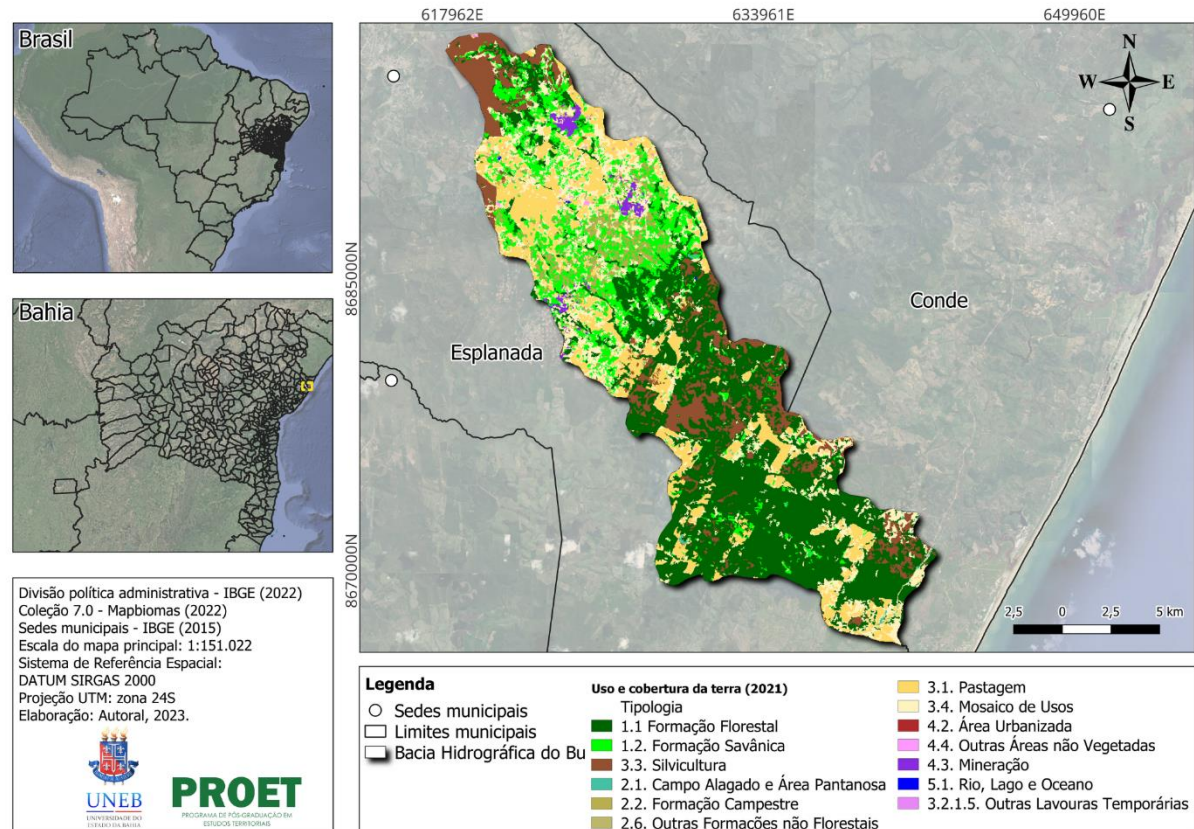
o município do Conde e sua foz no rio Inhambupe, localizada no distrito chamado Baixio, município de Esplanada. A bacia do Inhambupe faz parte do quinto nível hierárquico de bacias hidrográficas do Brasil (ANA, 2021).

Quanto ao clima, os índices pluviométricos variam de 1.200 a 2.000 mm anuais (Nunes; Matos, 2017). Os valores médios mensais e anuais de temperatura para a região são de 23 a 25° C, com amplitudes térmicas anuais variando entre 3 e 6° C (Esquivel, 2016). Ocorrem ainda o clima úmido, entre Conde e Itanagra, e o semiárido, entre Itapicuru e Inhambupe (Codeter, 2017). As fitofisionomias predominantes são o Ecótono Savana/Floresta Estacional seguida por Floresta Ombrófila Densa. O tipo de solo é o argissolo e as unidades geológicas e geomorfológica são, respectivamente, Barreiras e os Tabuleiros Costeiros do Brasil Centro-Oriental (IBGE, 2021)

O município de Conde possui 23.651 habitantes e área urbanizada em torno de 7,2 km². A população de Esplanada é de 32.556 habitantes e possui 10,42 km² de área urbanizada (IBGE, 2023). Os dois municípios fazem parte da Zona turística da Costa dos Coqueiros que é resultado de um processo de descentralização territorial do turismo visando o desenvolvimento socioeconômico da região que sofria com a ausência de dinamismo econômico.

A bacia do rio Bu que abrange os dois municípios, possui uma cobertura florestal de 10,540.35 hectares (MapBiomass, 2021) (Figura 16).

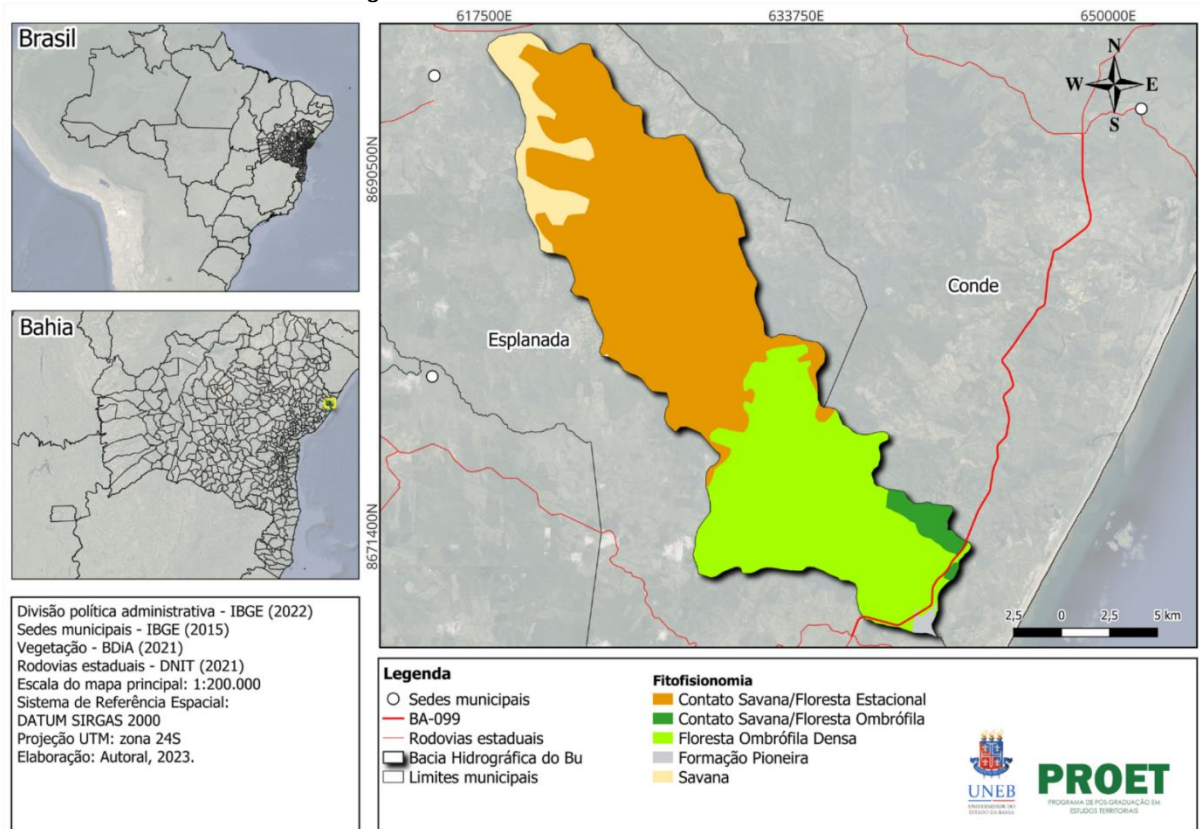
Figura 16. Mapa se uso e cobertura da terra da bacia do rio Bu.



Fonte: Autoral (2023)

De acordo com a descrição das legendas da Coleção 7.0 do Mapbiomas, a vegetação que corresponde a tipologia Formação florestal corresponde às seguintes fitofisionomias: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semi-Decidual, e Formação Pioneira Arbórea (MapBiomas, 2022). Estas tipologias fazem parte do Domínio Mata Atlântica, um dos biomas mais ameaçados do mundo, formado por um complexo conjunto de ecossistemas de exuberante diversidade biológica e importância sócio-econômica, onde vivem atualmente 60% da população brasileira (Sanquetta, 2008). A Figura 17 apresenta as tipologias de Mata Atlântica que ocorrem na área de estudo

Figura 17. Fitofisionomia da bacia do rio Bu.



Fonte: Autorial (2023).

Entre os remanescentes de Mata Atlântica ocorre o predomínio na paisagem local da Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional. A formação pioneira é mais restrita à zona costeira. Segundo o ICMBIO (2018), aproximadamente 80% dos registros da espécie preguiça-de-coleira, espécie-alvo de conservação da presente pesquisa, encontram-se localizadas em Floresta Ombrófila Densa, demonstrando uma aparente preferência por matas ombrófilas fechadas.

5.2.2 Dados Espaciais

Foram utilizados os dados de uso e cobertura da terra do Projeto Mapbiomas, coleção 7.0, ano 2021, produzidos a partir da classificação pixel a pixel de imagens de satélites Landsat, com resolução de 30 metros, confeccionados na escala de 1:250.000 (MapBiomas, 2022).

Do arquivo, em formato raster, foi extraída apenas a classe Formação florestal. Para cálculo das métricas utilizou-se o *software* *Fragstats* v.4.2.1

(Mcgarigal; Marks, 1995), ferramenta de domínio público e difundida a partir do ano de 1993 gratuitamente pela internet. O software *Fragstats* apresenta um papel ímpar na área de Ecologia da Paisagem, pois disponibiliza inúmeras métricas num único pacote (Volotão, 1998).

O estabelecimento dos padrões espaciais através das métricas da paisagem é de suma importância na análise da fragmentação florestal, pois permite quantificar a estrutura da paisagem possibilitando acompanhar a dinâmica e evolução das unidades de paisagem (Silva; Souza, 2014).

Conforme Volotão (1998), o estudo das métricas deverá ser agrupado na ordem dos três níveis: fragmentos, classes e paisagem. As diversas métricas podem ser classificadas em oito grupos de categorias: métricas de área, de fragmentos, de bordas, de forma, de área central (“core”), de vizinho mais próximo, de contágio e mistura e de diversidade.

Neste estudo foram utilizadas as seguintes métricas: número de fragmentos, tamanho, forma, distância, área core, borda e proximidade dos fragmentos (Tabela 8).. As métricas foram calculadas e interpretadas segundo McGarigal, Cushman e Ene (2012).

Tabela 8. Classificação das métricas da paisagem (Fragstats v.4.2.1).

Métricas	Fórmulas	Descrição
A nível de Mancha		
Área (ha)	$a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$	Área dos fragmentos florestais.
Dimensão fractal (Forma/ adimensional)	$FRAC = \frac{2^{\ln(25p_{ij})}}{\ln a_{ij}}$	Reflete a complexidade da forma em uma variedade de escalas espaciais
Área core (área central/ ha)	$CORE = a_{ijc} \left(\frac{1}{10.000} \right)$	Área central: Área central do fragmento.
Proximity (índice de proximidade/ m)	$ROX = \sum_{g=1}^n \frac{a_{ij}}{h_{ijg}^2}$	Proximity (índice de proximidade/ m)
A nível de Classe		
CA (área da classe/ ha)	$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$	Área total da classe, representa a soma de todas as manchas de determinada classe de uso do solo.

PLAND (%)	$PLAND = P_i \sum_{j=1}^n \frac{a_{ij}}{\bar{A}} (100)$	Percentual de área de floresta em relação à área total da paisagem.
NP (número de fragmentos)	$NP = n_i$	Número de fragmentos existentes na classe.
Dimensão fractal (adimensional)	$FRAC = \frac{2^{\ln(25p_{ij})}}{\ln a_{ij}}$	Reflete a complexidade da forma em uma variedade de escalas espaciais
Área core (área central/ ha)	$CORE = a_{ijc} \left(\frac{1}{10.000} \right)$	Área central: Área central do fragmento.
A nível de Paisagem		
TA (área total da paisagem/ ha)	$TA = A \left(\frac{1}{10.000} \right)$	Área total da paisagem, expressa a soma de todas as manchas de todas as classes. basicamente expressa a área total em estudo.
TE (total de bordas/m)	$TE = \sum_{k=1}^m e_{ik}$	Comprimento total do perímetro (borda) para cada classe de uso do solo.
Proximity (índice de proximidade/ m)	$PROX = \sum_{g=1}^n \frac{a_{ij}}{h_{ijg}^2}$	Soma de cada área dos fragmentos de mesma classe divididos pela distância euclidiana borda-a-borda respectiva, considerando somente os fragmentos dentro do raio de busca.

Fonte: Volotão (1998); Mcgarigal e Marks (1995).

As métricas por fragmento ou mancha não representam medidas explicitamente espaciais, mas representam a configuração da paisagem. As informações desta categoria são importantes por caracterizarem os fragmentos (número de fragmentos, tamanho médio, densidade, variação etc.). Estas métricas permitem que se ordene por grau de fragmentação, heterogeneidade de fragmentos, ou outros aspectos relacionados aos fragmentos na paisagem (Volotão,1995).

As métricas foram utilizadas para analisar a integridade da paisagem para a conservação da espécie-alvo preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*). A partir da compreensão da estrutura da paisagem, foram identificadas áreas prioritárias para conservação e análise dos fragmentos-chave que contribuem para conectividade/percolação na paisagem. Além disso, também foi realizada de forma complementar uma breve ilustração da distribuição geográfica da espécie *Bradypus torquatus* na área de estudo e áreas adjacentes do litoral norte baiano, segundo

dados secundários. Os registros de ocorrência da preguiça-de-coleira reforçam a importância da conservação das áreas estudadas.

Posteriormente foram elaborados mapas com a distribuição espacial dos fragmentos florestais, ressaltando as áreas que apresentaram condições ecológicas mais favoráveis a conservação da biodiversidade e, principalmente, da espécie *Bradypus torquatus*.

5.3 Resultados e Discussão

Após o mapeamento da área da bacia do rio Bu, foi quantificado um total de 331 fragmentos florestais, os quais correspondem a 10.540,35 hectares de remanescentes florestais na paisagem, sendo estes em maior parte compostos por floresta ombrófila densa e floresta estacional, ocupando 38,94% da paisagem. A predominância na área de estudo é de fragmentos florestais com áreas de até 5 hectares, porém em termo de área total estes fragmentos não representam o maior quantitativo de área na paisagem. Os valores dos índices da paisagem referentes a área, forma, área central(core), borda, proximidade e conectividade da paisagem, foram obtidos a nível de classe e paisagem.

5.3.1 Métricas a Nível de Classe

A partir dos resultados a nível de classe, observa-se que os fragmentos foram hierarquizados por classe de tamanho: Classe I (0 -5 ha); Classe II (5 - 10 ha); Classe III (10 - 25 ha); Classe IV (25 - 50 ha); Classe V (100 - 500 ha); Classe VI (>500 ha) (Tabela 9). Classificações semelhantes foram utilizadas em estudos de estrutura da paisagem em fragmentos florestais de Mata Atlântica (Orlandi; Santos, 2022; Pirovani *et al.*, 2014; Santos *et al.*, 2017).

Tabela 9. Métricas a Nível de Classe de Tamanho dos fragmentos da bacia do rio Bu.

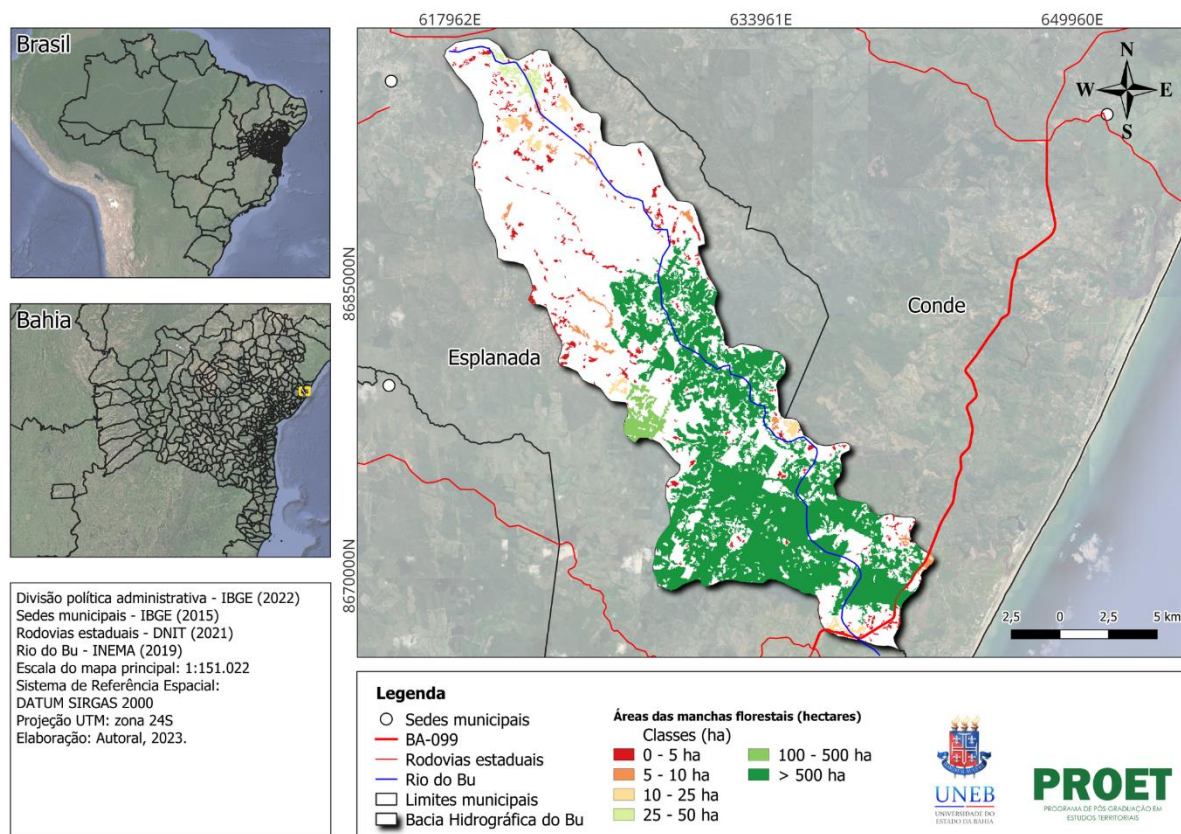
NÍVEL CLASSE DE TAMANHO (hectares)							
ÍNDICES OU MÉTRICAS	I (0-5)	II (5-10)	III (10-25)	IV (25-50)	V (100-500)	VI (>500)	Total
NP (n° fragmentos)	270	36	15	7	2	1	331
PLAND	81,57%	10,87%	4,53	2,11	0,60	0,30	100
CA (área da classe)	345,6	275,04	249,21	247,68	486	8936,82	10.540,35
Fract (forma média)	1,09	1,15	1,18	1,18	1,27	1,35	1,11
CORE (área central média)	0,06	1,6	4,4	15,58	130	6386,31	20,84
MPS (média de área)	1,28	7,64	16,614	35,38	243	8936,82	31,84

Legenda. Sigla=Descrição (unidade de medida): **CA** = Somatório da área de todas as manchas da classe(ha); **PLAND**: percentagem de fragmentos de mesma classe na paisagem (%); **CORE**= Área central média(hectares); **MPS** = Tamanho médio da área (ha); **FRAC**=Índice de forma média(adimensional); **NP** = Número de fragmentos. Fonte: Autoral (2023)

5.3.2 Métricas de tamanho e fragmentos

Na paisagem da bacia do rio Bu há cerca de 331 fragmentos. A soma das áreas destes fragmentos possui uma extensão equivalente a 10.540,35 hectares. Deste total, o menor fragmento existente na bacia possui aproximadamente 0,09 hectares, fazendo parte da classe I (0-5 ha), e o maior possui 8.936,82 hectares, pertencente a classe VI (>500 ha). Podemos observar os fragmentos distribuídos na paisagem correspondendo às suas respectivas classes de tamanho (Figura 18).

Figura 18. Mapa de manchas ou fragmentos por classes de tamanho (hectares).



Fonte: Autoral (2023).

O tamanho da área dos fragmentos é um fator importante para verificar quais fragmentos estão sofrendo maior efeito de borda e quais oferecem maior área de habitats de interior. Segundo Fahrig (2003), a fragmentação de habitat é frequentemente definida como um processo durante o qual uma grande extensão de habitat é transformada em uma série de manchas menores de área total menor, isoladas umas das outras por uma matriz de habitats diferente do original.

Em ambientes naturais modificados pelo homem, remanescentes de habitat permanecem na forma de fragmentos isolados. A quantidade e qualidade do habitat remanescente, a matriz no entorno e a distância entre esses remanescentes exercem influência direta no tamanho e na dinâmica das populações naturais (Cassano, 2006).

A paisagem local encontra-se altamente fragmentada, possuindo fragmentos florestais com habitats extremamente reduzidos, isolados espacialmente na paisagem.

A paisagem da bacia do rio Bu, possui atualmente cerca de 10.540,35 hectares de cobertura florestal nativa de Mata Atlântica, correspondendo a 38,94% da paisagem, conforme dados de uso e cobertura da terra (Tabela 10).

Tabela 10. Dados de Uso e Cobertura da Terra da bacia do rio Bu.

ID	Classe de Referência (2021)	2021	
		ÁREA (ha)	%
3.0	Formação Florestal	10.540,35	38,94
4.0	Formação Savânica	3560,31	13,15
9.0	Silvicultura	3101,49	11,46
11.0	Campo Alagado e Área Pantanosa	54,72	0,20
12.0	Formação Campestre	1035,63	3,83
13.0	Outras Formações não Florestais	0,81	0,003
15.0	Pastagem	4202,73	15,52
21.0	Mosaico de Usos (Agricultura)	4278,69	15,81
24.0	Área Urbanizada	2,07	0,01
25.0	Outras Áreas não Vegetadas	24,21	0,09
30.0	Mineração	250,38	0,92
33.0	Rio, Lago e Oceano	6,21	0,02
41.0	Outras Lavouras temporárias	13,86	0,05
	TOTAL	27.071,46	100

Fonte: Adaptado Mapbiomas (2021).

A cobertura florestal da bacia do rio Bu ocupa 38,94% da área da bacia e este percentual indica que a paisagem da bacia está no limiar de fragmentação, sendo os 61,06% restante composto em maior parte por matriz antrópica. Resultado semelhante foi encontrado no estudo de Fernandes e Fernandes (2017), sobre a “Análise espacial da fragmentação florestal da bacia do rio Ubá - RJ”, onde também se observou que 63,32% da bacia está sob uma matriz antrópica, o que para manutenção dos fragmentos florestais é prejudicial em função de maior efeito de borda.

Segundo Santos (2014), a paisagem pode ser classificada exatamente no limiar crítico de fragmentação quando o tamanho de sua área de floresta equivale a 30% e abaixo dele. De acordo com Arroyo-Rodríguez *et al.* (2020), para se projetar cenários de paisagem ideais para espécies que vivem na floresta, o ideal é que a paisagem deva conter mais de 40% de cobertura florestal, embora percentagens mais altas são provavelmente necessárias nos trópicos.

Diante deste cenário, a bacia do rio Bu com um quantitativo de floresta abaixo dos 40%, já compromete a biodiversidade local, colocando em risco várias espécies da flora e da fauna. Conforme Assis *et al.* (2019), paisagens com menos de 30% de cobertura vegetal nativa sofrem perda severa de espécies.

O grau de degradação da paisagem e os percentuais de vegetação nativa permitem que seja observado o comportamento de limiar esperado para diferentes grupos de espécies, considerando o grau de exigência das espécies em relação ao habitat. O impacto da perda de floresta varia entre as espécies especialistas em interior de floresta e as espécies generalistas, sendo as primeiras as mais impactadas (Arroyo-Rodriguez *et al.*, 2020).

No contexto da bacia do rio Bú, e considerando a interação flora e fauna na paisagem, a espécie-alvo preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*) é considerada do tipo especialista e é profundamente afetada pela fragmentação, perda e destruição do habitat em função de seus hábitos, por ser estritamente arborícola e folívora (Santos, 2020). São consideradas especialistas por consumirem um número reduzido de plantas que compõem a dieta da espécie (Chiarello, 1998). A espécie é predominantemente arborícola e encontrada em florestas tropicais úmidas e pode ser encontrada em florestas secundárias em processo de regeneração (Asasg, s.d.).

Assim, compreender os padrões espaciais da paisagem que sofreram modificações, é importante para entender as relações entre mudança de paisagem, fragmentação do habitat e conservação da biodiversidade local. Só assim podemos compreender as respostas às transformações da cobertura florestal (Soares, 2019).

Segundo Santos (2020), o modelo de paisagem com um limite especificado de 30% de cobertura florestal, sugere que a ocupação da preguiça-de-coleira começa a diminuir quando a cobertura florestal cai abaixo de 30%, mas é aproximadamente igual em locais acima do limiar.

No estudo de Rigueira (2012) sobre perda de habitat e limiar de extinção em plantas lenhosas (Myrtaceae) da Mata Atlântica, seus resultados mostraram que, em média, paisagens com elevadas quantidades de habitat (40-55%) apresentaram um número de espécies quatro vezes maior do que a paisagem com 20% de florestas.

Conforme Pinotti (2010), as espécies não-endêmicas, ao contrário das endêmicas, são capazes de ocupar ambientes antropogênicos abertos, chegando a ser mais comuns nesses ambientes e em áreas degradadas que nas florestas nativas, o que está ligado ao fato das espécies endêmicas serem as mais

vulneráveis à fragmentação florestal. Esta diferença pode estar ligada a fatores fisiológicos, uma vez que em comparação com o interior de florestas maduras, áreas abertas ou alteradas estão sujeitas a maiores extremos de temperatura e umidade, entre outras características microclimáticas importantes para animais de pequeno porte.

Dos 331 fragmentos presente na bacia do rio Bu, o resultado das métricas da paisagem por classe classes de tamanho, indicou que a classe que possui maior número de fragmentos é a classe I, somando um total de 270 fragmentos (NP). A classe com menor número de fragmentos é a classe VI, possuindo apenas 1 fragmento. A classe II, III, IV e V possuem, respectivamente, 36, 15, 7 e 2 fragmentos. A percentagem de fragmentos de mesma classe na paisagem (PLAND), indica que a classe com maior percentual é a classe I correspondendo a 81,57% dos fragmentos presentes na paisagem.

A classe I possui os menores fragmentos em comparação com outras classes. O menor fragmento possui área de 0,09 hectares e o maior 4,77 hectares. A média de tamanho da área (MPS) dos fragmentos desta classe é de 1,28 hectares. A soma das áreas dos fragmentos desta Classe I é de 345,6 hectares, ocupando apenas 1,3% da área da bacia. Lembrando que a área total dos fragmentos florestais existentes na bacia é de 10.540,35 hectares e a área da bacia é de 27.071,46 hectares.

Estudos semelhantes sobre métricas de área foram verificados na literatura. No estudo de Silva e Longo (2020) sobre “Ecologia da paisagem e qualidade ambiental de remanescentes florestais na sub-bacia hidrográfica do Rio Atibaia dentro do município de Campinas-SP”, observou-se que há uma área florestal remanescente de 3.298,19 hectares que possui 1.368 remanescentes florestais. A maior parte destes remanescentes presentes no *locus* da pesquisa apresenta possuindo área de até 5,00 ha, mas sua contribuição em termos de área total é baixa, não chegando a 10%. Os fragmentos florestais deste estudo possuem os seguintes tamanhos: muito pequeno (< 0,50 ha / 53,6%), pequeno (0,50 – 1,00 ha / 14,8%) e médio (1,00 – 5,00 ha / 22,7%), sendo estes fragmentos menores ocupando 91,1% dos fragmentos florestais na paisagem.

Segundo Calegari *et al.* (2010), o número de fragmentos de determinada classe é de fundamental importância para os aspectos dos padrões da paisagem, uma vez que constitui uma medida do seu grau de subdivisão ou fragmentação. De

acordo com McGarigal *et al.* (2002) citado por Calegari *et al.* (2010), o tamanho médio dos fragmentos também é considerado um bom indicativo do grau de fragmentação, por ser função do número de fragmentos e da área total ocupada pela classe.

Além da classe I possuir fragmentos com áreas pequenas, há também as outras classes que possuem fragmentos com áreas de pequena extensão. O tamanho médio de fragmento (MPS) das classes II, III, IV, V e VI, foram respectivamente, 7,64; 16,61; 35,38; 243; e 8936,82(hectares). Os índices de MPS para as devidas classes evidencia uma maior fragmentação nas 4 primeiras classes.

Na classe II o menor fragmento possui área de 5,13 hectares e o maior 9,9 hectares. A soma das áreas (TA) dos fragmentos desta Classe II é de 275,04 hectares. Na classe III o menor fragmento possui área de 10,44 hectares e o maior 23,13 hectares. A média de tamanho da área das manchas desta classe é de 16,61 hectares. A soma das áreas dos fragmentos desta Classe III é de 249,21 hectares. Na classe V o menor fragmento possui área de 161 hectares e o maior 320,49 hectares. A soma das áreas dos fragmentos desta Classe V é de 486 hectares.

A classe que possui fragmento de maior área é a VI. Apesar de esta classe possuir apenas um fragmento, ela detém a maior extensão de floresta entre os fragmentos da paisagem da bacia, com uma área de 8.936,82 hectares.

De acordo com Forman e Gordon (1986), os grandes fragmentos são importantes para a manutenção da biodiversidade e dos processos ecológicos em larga escala, no entanto, os pequenos remanescentes também cumprem funções importantes na paisagem, podendo funcionar como trampolins ecológicos (stepping stones), que são os elementos de ligação entre grandes áreas.

Portanto, paisagens que apresentam menores valores para tamanho médio de fragmento (MPS) devem ser consideradas como mais fragmentadas. A ocorrência de grande quantidade de pequenos fragmentos florestais é comum em paisagens de Mata Atlântica. Os fragmentos pequenos afetam diretamente a sobrevivência de populações de plantas e animais, pois, quanto menor a área, maior aumento de efeito de borda e conseqüentemente maior a influência dos fatores externos sobre ela (Almeida, 2015).

Ressaltando que a fragmentação do habitat é um processo em escala de paisagem. “Os efeitos da fragmentação geralmente operam em variadas escalas

espaciais e temporais, devendo-se considerar as características comportamentais e história de vida específicas das espécies” (Mcgarigal; Cushman, 2002, p. 336).

Conclui-se em relação a métrica de área, que dos 332 fragmentos existentes na bacia do rio Bu, a maioria tem menos de 4,44 hectares, demonstrando um cenário de alta fragmentação. Mas em compensação há o fragmento da classe VI que possui 8.936,82 hectares, ocupando 33,2% da área da bacia e representando um grande remanescente de Floresta Ombrófila Densa.

Considerando o efeito da fragmentação no habitat e as características comportamentais das espécies, podemos usar como referência a área de vida da preguiça-de-coleira registrada na literatura. A área de vida do *Bradypus torquatus* é de 2,8 a 5,9 hectares (IUCN, 2022) e o valor máximo de área de vida encontrado foi até 17 hectares (Cassano, 2006). Diante das áreas de vida estimadas na literatura para a espécie e dos índices obtidos na presente pesquisa, fica evidente que os remanescentes da classe I, além do alto grau de fragmentação por ter área média de 1,28 hectares, indica perda de habitat, não sendo o ideal para manutenção da sobrevivência da espécie preguiça-de-coleira. Já as outras classes (II a VI), possuem um tamanho adequado para a espécie, pois apresentaram tamanho médio a partir de 7,67 hectares. Além do tamanho das áreas dos fragmentos, deve-se também considerar outros índices da paisagem como forma, área central e conectividade que são fatores determinantes para a manutenção e fluxo gênico, evitando extinções da espécie.

O tamanho e forma dos fragmentos de paisagem podem influenciar inúmeros processos ecológicos importantes. Sua forma pode influenciar processos entre fragmentos, como a migração de pequenos mamíferos e a colonização de plantas de médio e grande porte, e pode influenciar as estratégias de fuga de certos animais. O principal aspecto da forma, entretanto, é a relação com o efeito de borda (Volotão, 1995), que é acentuado em manchas com formas mais irregulares (Pereira *et al.*, 2001).

A métrica de forma escolhida foi a dimensão fractal que é muito utilizada em pesquisas ecológicas da paisagem, e sua vantagem é poder ser aplicada às feições espaciais sob diversas escalas. FRACT varia de 1 a 2 (Volotão, 1995). As métricas de forma exigem a adoção de uma paisagem-padrão para efeito de comparação. A forma dos fragmentos foi comparada com o formato de um quadrado para o cálculo da razão perímetro/área, visto que compara o valor desse índice a um círculo

quando o arquivo é vetorial e a um quadrado para arquivos raster ou matricial. Lembrando que a base de dados do presente estudo, é arquivo raster.

Os resultados da métrica fractal obtidos para as classes I, II, III, IV, V e VI foram, respectivamente, 1,09; 1,15; 1,18; 1,18; 1,27; 1,35. Estes valores mostram que os fragmentos possuem formatos mais complexos, com valores acima de 1. A classe que teve o índice com valor mais próximo a 1 foi a classe I (1,09), demonstrando que os seus fragmentos estão evoluindo para áreas mais irregulares devido a perda de área do fragmento e consequentemente também redução de sua área central. O maior valor para este índice de forma foi a classe VI (1,35). Observa-se que os valores do índice de forma médio (MSI) apresentaram-se crescente à medida que o tamanho dos fragmentos das classes aumenta. O aumento do valor do índice se deve aos fragmentos estarem com formatos complexos ou irregulares.

A área central do fragmento é afetada pela forma, enquanto a área do fragmento não (considerando-se a área como invariável). Para se entender o problema das áreas centrais, pode-se pensar que certos fragmentos têm bastante área, mas não têm área central capaz de permitir uma manutenção de uma determinada espécie (Volotão, 1998).

Estudo semelhante sobre fragmentação em áreas de Mata Atlântica evidenciou resultados análogos ao do presente estudo. Segundo o estudo de Orlandi e Santos (2022), sobre a análise espacial da fragmentação florestal em região do extremo sul da Bahia, mostrou que os valores do índice de forma médio (MSI) apresentaram-se crescentes à medida que o tamanho dos fragmentos aumentou. O menor valor dessa métrica foi associado à classe de fragmentos muito pequenos, com valor mais próximo de 1.

Os valores de índice de forma mais próximos de 1 são ligados a formatos mais regulares (Pirovani *et al.*, 2014). O valor da dimensão *fractal* é próximo de 1 quando o perímetro é semelhante ao de um círculo ou quadrado; quanto mais próximo de 2, o perímetro é mais irregular e convoluído (Hirye, 2015).

A média da dimensão fractal de todas as manchas de uma determinada classe, é ponderada pela área de cada mancha.

Quanto mais os fragmentos são irregulares, mais mostram sua intensidade de uso, além de estarem mais vulneráveis ao efeito de borda. Uma mancha em forma circular que apresenta a média do índice de forma (MSI) igual a um, tem mais importância para alguns processos ecológicos, enquanto formas complexas vão

apresentar valores diferentes, superiores a um. “A forma de um elemento é preponderante nos processos, visto que fragmentos naturais com índice de forma próximo de um, representam estruturas com maior eficiência na proteção da área central e seus habitats” (Freire, 2018, p. 48).

Em geral, quanto maior a área total do fragmento, maior a sua área central. No entanto, quando ocorre alto índice de forma, fragmentos de mesmo tamanho total podem apresentar grande diferença de área nuclear. A área central, nuclear ou core de um fragmento é o melhor indicativo da qualidade dos fragmentos do que sua área total (Mcgarigal *et al.*, 2002).

No presente estudo, os fragmentos maiores tiveram índices de forma mais distante de 1, indicando que mesmo os fragmentos tendo grande extensão, possui formato irregular, o que influencia na área core. A área central é definida como a área dentro de um fragmento separada da borda por uma distância pré-definida. Tem sido considerada uma medida muito mais forte (do ponto de vista de previsão) de qualidade de habitats por especialistas de áreas interiores, do que a área dos fragmentos (Volotão, 1998).

Os resultados para a Área Core e os efeitos de bordas para as diferentes classes de fragmentos encontradas na bacia, após a aplicação do buffer de 50 metros, indicaram que a média de área core para a classe I, que possui 270 fragmentos, teve valor de aproximadamente 0,06 hectares, com área central (core) inexistente, ou quase. O restante das classes teve resultado da média da área core acima de 1 hectare.

A classe com maior área core é a classe VI com 6.386,31 hectares, indicando que é capaz de oferecer habitat para a biodiversidade local. A métrica Área Core é considerada pela literatura como medida muito mais forte de qualidade de habitats do que a área dos fragmentos, pois apresenta uma previsão do que realmente está sendo conservado (Volotão, 1998).

Logo, conclui-se que os fragmentos maiores possuem extensão maior de área core, muito maior do que as manchas pequenas, sendo, portanto, considerados prioritários para conservação da biodiversidade.

Vale ressaltar que isso não quer dizer que as manchas pequenas não são importantes, uma vez que a literatura considera a importância dos pequenos fragmentos enquanto *stepping stones* (trampolins ecológicos) para espécies que

migram e/ou se locomovem para fragmentos próximos, além de serem incluídos em estratégias que visam à conectividade florestal (Ziller, 2005).

5.3.3 Métrica a Nível Paisagem

A nível de paisagem (Tabela 11), os resultados obtidos para a classe Formação florestal foi um total de 331 fragmentos (NP). A porcentagem de fragmentos pertencentes a esta classe formação florestal para a paisagem foi equivalente a 38,9%(PLAND), dados já evidenciados anteriormente.

Tabela 11. Métricas a nível da paisagem.

MÉTRICAS	Valores
NP	331
TE	1439970
ED	53,19
PROX_SD	7894,9753
AREA_MN	31,844
FRAC_MN	1,1127
CONNECT	0,2893

Legenda: TE = Total de bordas(m); ED = Densidade de borda (m/ ha); NP= Número de fragmentos na paisagem; AREA_MN=Média de área na paisagem (hectares); FRAC_MN=Índice de forma média(adimensional); PROX_SD=Proximity(adimensional); CONNECT=Conectividade(%).

O tamanho médio para todos os fragmentos que fazem parte da paisagem (AREA_MN) ou da classe Formação florestal é de 31,844 hectares. O índice de forma média (FRAC_MN) teve como resultado 1,1127. Quanto à forma, podemos ver que os fragmentos da paisagem possuem valor médio acima de 1, mas ainda assim encontram-se próximo de 1. Mostrando que a maioria dos fragmentos estão evoluindo para fragmentos mais irregulares. Lembrando que a forma quanto mais próxima de 1, é uma forma mais compacta, mais regular. Quando este valor da forma se afasta de 1, o fragmento se torna mais irregular, mais recortado e mais suscetível ao efeito de borda.

Por outro lado, a métrica de forma (MSI) possui alta correlação com as métricas de borda (TE e ED). Isso significa que quanto maior o tamanho dos fragmentos e mais irregulares forem as suas formas, maiores serão as quantidades de bordas.

O formato do remanescente pode desempenhar um papel crucial na diminuição de sua área central. Isso ocorre porque, ao considerar o efeito de borda como um distúrbio no ecossistema natural causado por fatores que atuam na zona limítrofe entre o fragmento e seu entorno, remanescentes com contornos mais complexos, irregulares ou mais alongados ampliam consideravelmente a área de contato entre o ecossistema florestal remanescente e a área modificada ao seu redor (Silva; Longo, 2020)

A soma de todas as bordas (TE) da classe florestal foi 14.399,70 metros. A densidade de borda (ED) que é a soma de todas as bordas dividida pela área total em hectares, teve como resultado 53,19 metros de borda por hectares da paisagem. Esse aumento da densidade de bordas está associado ao aumento do número de fragmentos, e consequentemente ao tamanho do fragmento e redução da área central. O aumento da densidade de bordas da classe floresta implica numa maior degradação do habitat associado ao efeito de borda.

Os resultados associados ao efeito de borda na área de estudo, mostram que os remanescentes florestais menores e predominantes na bacia do rio Bu encontram-se mais susceptíveis aos efeitos de borda decorrentes de uma maior área de contato com as pressões externas. A maioria dos remanescentes pertencentes a classe de tamanho I, tampouco apresentam área central, ou seja, constituem-se integralmente de área de borda.

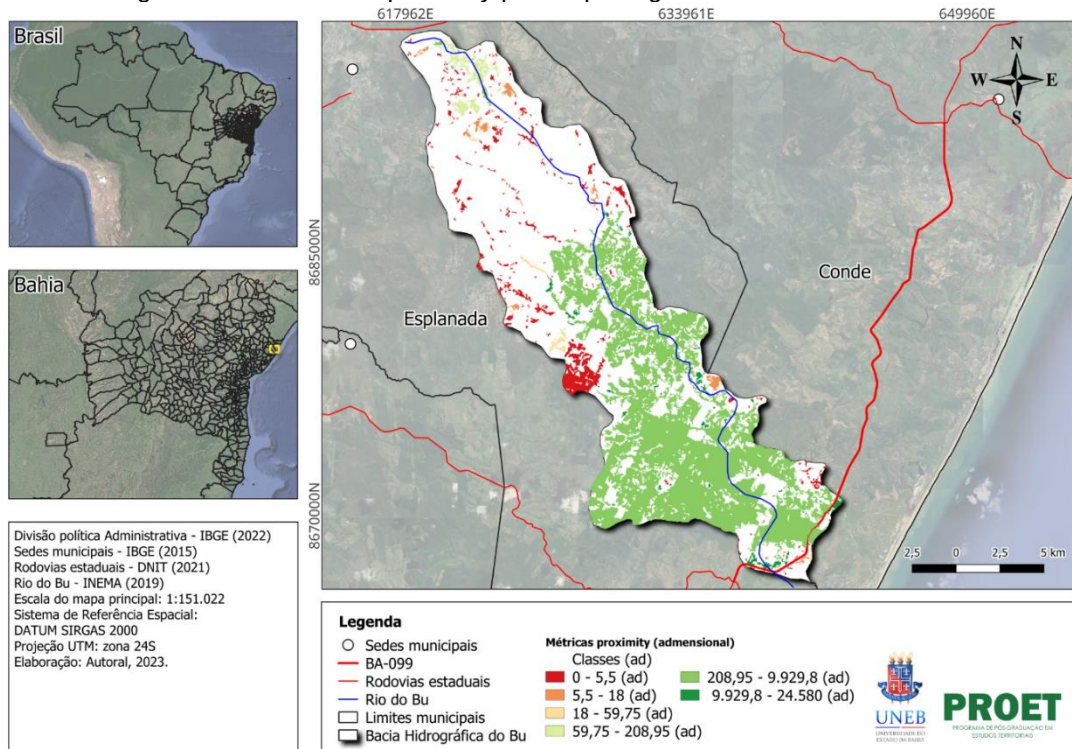
A fragmentação também influencia nos resultados das métricas de vizinho mais próximo, ou seja, conectividade. São métricas que se baseiam na distância de vizinho mais próximo nos três níveis: fragmento, classe e paisagem (Volotão, 1998),

A métrica *proximity* não apresenta valores padrão, é adimensional, sendo admitido como menor valor aqueles fragmentos com menor proximidade, mais isolados na paisagem, ou seja, quanto maior o valor dado pelo *proximity*, menor a distância euclidiana entre os fragmentos analisados (Hirye, 2015), maior disponibilidade de habitat a uma distância dada. O índice *proximity* (proxim) corresponde à soma de cada área dos fragmentos de mesma classe dividida pela

distância euclidiana borda-a-borda respectiva, considerando somente os fragmentos dentro do raio de busca, que neste estudo foi de 100m.

O resultado no presente estudo, para a métrica *proximity* (prox_sd) mostra um valor equivalente a 7.894,97, índice pertencente ao intervalo 208,95 (ad) a 9.929,8 (ad). O único fragmento da classe VI, o maior encontrado na bacia estudada, apresentou maior valor de Proximity, indicando estar mais próximo dos fragmentos das outras classes (I, II, III, IV e V), dentro do raio de até 100 metros (Figura 19).

Figura 19. Métricas de proximity para a paisagem da bacia do rio do Bu.



Fonte: Autoral (2023).

Os resultados da métrica *proximity* para os fragmentos que pertencem as outras classes de tamanho (I, II, III, IV e V), indicam menor proximidade entre a maioria dos seus fragmentos.

As métricas *proximity* quantificam a configuração da paisagem. A proximidade entre os fragmentos é importante para os processos ecológicos e têm implícito em seus resultados o grau de isolamento dos fragmentos.

No entanto, a avaliação da conectividade dos remanescentes florestais não deve se basear exclusivamente na proximidade entre eles. É importante considerar

a malha de uso e ocupação nas proximidades desses fragmentos, a fim de determinar se há permeabilidade na paisagem. Isso garante não apenas a conectividade estrutural, mas também a funcional entre os remanescentes (Fernandes; Fernandes, 2017). A permeabilidade da matriz influencia o deslocamento e fluxo gênico. Indivíduos isolados em fragmentos florestais que estejam circundados por áreas agropastoris enfrentam baixas chances de sobrevivência (Chiarello *et al.*, 2004), pois a descaracterização do habitat contribui para o isolamento das populações e consequentemente com a perda da diversidade genética (ICMbio, 2018). Porém, vale ressaltar que matrizes mais permeáveis podem servir como habitat complementar, como fonte de recurso e facilitar o deslocamento das espécies (Santos, 2014).

No contexto do presente estudo, com relação aos tipos de uso e ocupação da terra que compõem a matriz da paisagem, há predominância de silvicultura (*Pinus* e *Eucalyptus*), pastagem e mosaicos de uso (agricultura). Estas são atividades agropastoris que se apresentam como uma matriz pouco permeável para a preguiça-de-coleira devido aos hábitos da espécie. Portanto, o ideal para a manutenção da espécie *Bradypus torquatus* e garantia de seu fluxo gênico é a presença de grandes blocos florestais bem preservados na paisagem, havendo uma matriz com predominância de cobertura florestal (Cassano, 2006), em função de seu hábito estritamente arborícola e folívoro (Santos, 2020).

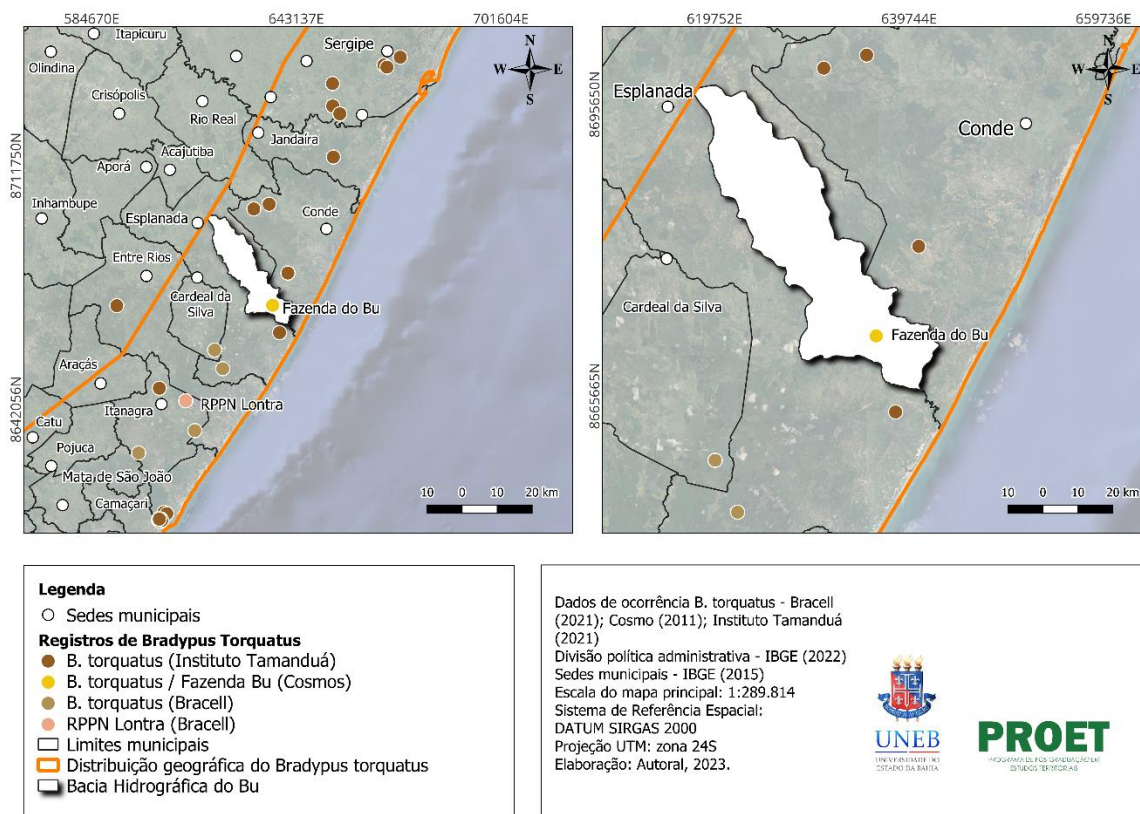
Outra métrica que investiga o grau de isolamento e conexão dos fragmentos é a métrica de conectividade chamada CONNECT. Ela representa a porcentagem de fragmentos que estão a uma determinada distância, sendo que os valores diferentes de zero significam que existe conexão entre os fragmentos a uma determinada distância e o aumento do valor indica o consequente aumento da conexão entre eles (Macome, 2017). No presente estudo, o valor obtido para nível da paisagem foi 0,2893. É um valor perto de zero indicando que há uma baixa conexão na paisagem entre os fragmentos de formação florestal da bacia do rio Bu.

Segundo Saura (2020), estratégias de conservação devem se concentrar em manter a quantidade total máxima de habitat, independentemente de sua configuração. Mas a fragmentação e configuração do habitat são importantes para entender e gerenciar as distribuições das espécies na paisagem.

Portanto, além das métricas da paisagem utilizadas para análise quantitativa da conexão e integridade dos fragmentos florestais, podemos verificar a distribuição

geográfica da espécie preguiça-de-coleira na bacia do rio Bu e Litoral Norte baiano (Figura 20). Distribuição feita a partir de registros realizados pelas empresas Bracell (2021), Cosmo (2011) e Instituto Tamanduá (2021).

Figura 20. Distribuição geográfica da espécie *Bradypus torquatus* na bacia do rio Bu e ao longo do litoral norte baiano.



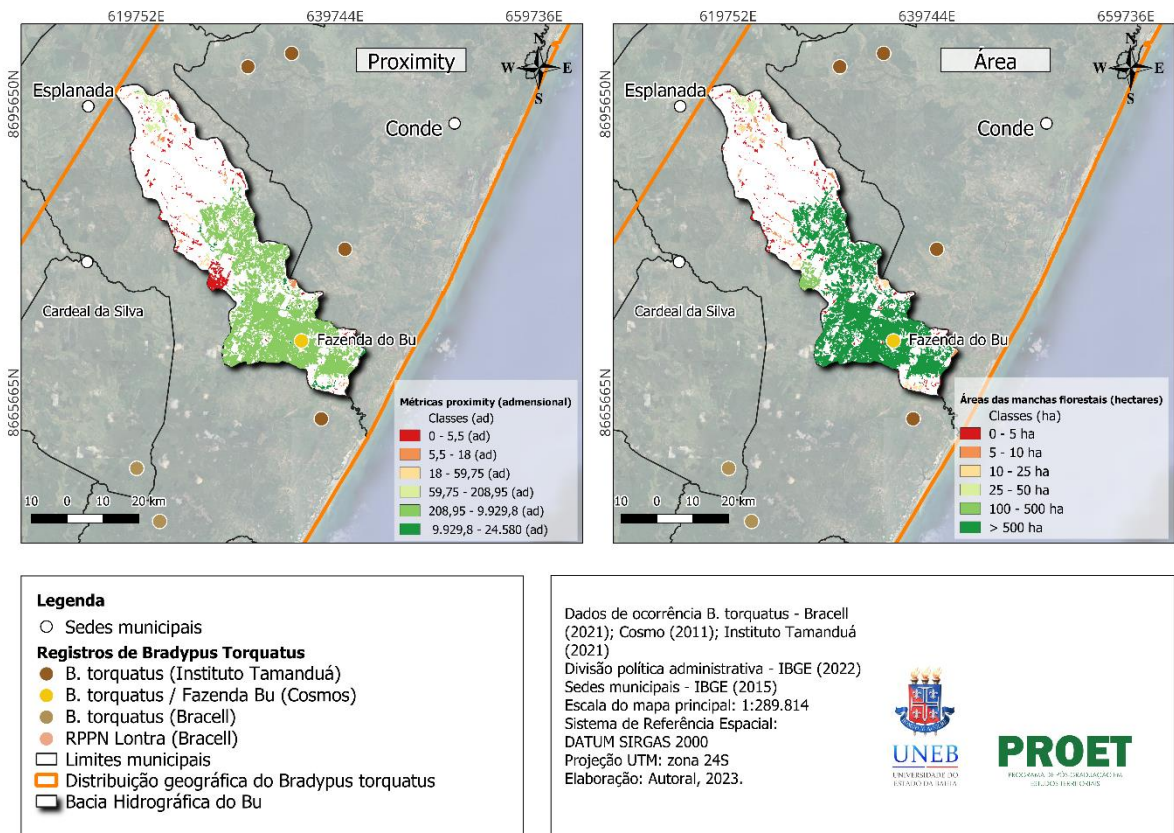
Fonte: Autoral (2023).

Dentre os locais de registros da preguiça-de-coleira, ressalta-se a Fazenda Bu, localizada na área da bacia do rio Bu. Nesta fazenda também há registros de outras espécies raras, tanto da fauna como da flora, feitos a partir de outros estudos de campo (Giulietti *et al.*, 2009; Instituto Tamanduá, 2021; Cosmos, 2011). Estes registros são considerados importantes que influencia na escolha das áreas-chaves para conservação. Fatores relacionados à preguiça-de-coleira como sua distribuição geográfica, área de vida, comportamento e vulnerabilidade da espécie, são considerados relevantes para escolha dos fragmentos florestais que serão áreas-chaves para conservação. Estes fragmentos contribuirão para a conservação e manutenção da espécie, facilitando seu fluxo gênico, disponibilidade de alimento e evitar que a espécie se desloque em áreas abertas sofrendo ameaças.

Deve-se considerar importante a configuração da paisagem com relação ao habitat e conectividade. Conforme Faber Langendoen *et al.*, (2016), a partir da conectividade de um determinado tipo de ecossistema, se avalia a integridade ecológica.

Na presente pesquisa, os resultados das métricas de conectividade (proximity) foram associados aos das métricas de tamanho das áreas dos fragmentos, pois proximidade e tamanho de fragmentos são fatores que influenciam na integridade ecológica e manutenção e fluxo gênico das espécies. Podemos visualizar no mapa de forma comparativa os fragmentos florestais que serão considerados áreas-chaves para conservação da preguiça-de-coleira, de acordo com os devidos índices apresentados. Os registros da distribuição da espécie preguiça-de-coleira também se encontram presentes no mapa associado aos índices da paisagem, contribuindo com o fortalecimento das políticas de conservação (Figura 21).

Figura 21. Índices da paisagem de proximidade (Proximity) e área associadas à distribuição geográfica da espécie *Bradypus torquatus*.



Fonte: Autoral (2023).

Portanto, os registros da distribuição geográfica da preguiça-de-coleira associados a uma configuração de paisagem composta por grandes e pequenos fragmentos, fortalecem as políticas de conservação, restauração de áreas degradadas e desenvolvimento de conectores da paisagem como corredores ecológicos e *stepping stones*.

Diante do exposto, verificam-se perante o mapa que os fragmentos prioritários para conservação são os que possuem uma maior conectividade entre os fragmentos (Classe VI e outros fragmentos menores associados a ele que pertençam a outras classes) e aqueles que possuem maiores áreas de remanescentes florestais, preferencialmente que sejam compostos por floresta ombrófila e possuam área core que contribua para a manutenção da espécie *Bradypus torquatus*. No caso do presente estudo, o maior remanescente composto por floresta ombrófila encontra-se na classe VI. A classe V possui tamanho de área considerado relativamente grande, mas a sua vegetação é composta por floresta estacional, não sendo a mata preferencial de habitat para a espécie preguiça-de-coleira. Além da classe V não ser composta por floresta ombrófila, o seu proximity ficou distante do ideal para conectividade entre fragmentos. Mas, como é uma classe que possui grande tamanho de área de remanescentes de floresta e área core com relação a maioria dos remanescentes da bacia, deve ser incluída na política e propostas de conservação.

Chiarello et al, (2015) propõe que o aumento da conexão entre fragmentos é a melhor estratégia para beneficiar a conservação da espécie, visando a restauração do fluxo gênico. E autores como Santos (2014) e Taylor *et al.*, (2006) reforçam que a conectividade resulta da interação entre um processo comportamental (movimento) e a estrutura física da paisagem.

5.4 Considerações Finais

Diante Dos resultados obtidos no presente estudo, verifica-se que a paisagem da bacia do rio Bu sofreu um alto grau de fragmentação e consequentemente uma redução nas suas áreas de habitat, colocando em risco de extinção a espécie

Bradypys torquatus (preguiça-de-coleira), espécie que já se encontra como vulnerável (VU).

Ressalta-se que dos 330 fragmentos de remanescentes florestais presentes na paisagem da bacia do rio Bu, a classe de tamanho I, até 5 hectares e com 270 fragmentos, é a que possui a maior percentagem de fragmentos de mesma classe na paisagem (PLAND), correspondendo a 81,57%. Porém, mesmo possuindo o maior número de fragmentos distribuídos na paisagem (NP=270), possui o somatório de suas áreas correspondendo apenas a 1,3% da área da bacia. Já a classe VI ela possui apenas um fragmento florestal, mas ocupa 33,2% da área da bacia, representando um grande remanescente de Floresta Ombrófila Densa, tipologia florestal considerada ideal para manutenção da espécie *Bradypys torquatus*. A classe I é a que mais sofre com a perda de habitat e isolamento, sendo a silvicultura, pastagem e mosaicos de uso os que mais influenciam neste processo, além de atividades mineradoras, mesmo não sendo tão expressivas na área de estudo.

Foi verificado que, a maioria dos fragmentos da paisagem possuem tamanho médio de 1,28 hectares e a forma dos fragmentos possuem valores acima de 1, considerados irregulares, demonstrando grande perda de habitat na paisagem. Além disso, não são ambientes ideais para sobrevivência da preguiça-de-coleira, devido à sua área de vida. Ressaltando que os fragmentos pequenos e isolados na paisagem têm sua importância como trampolins ecológicos (stepping stones), então devem também ser conservados.

O restante dos fragmentos florestais que compõem a paisagem possui tamanho médio de 7,67 hectares, sendo estes de tamanho adequado conforme área de vida da espécie. Mas ressalta-se que os habitats preferenciais da espécie são aqueles composto por floresta ombrófila, considerados ideais para a manutenção da espécie.

Foi evidenciado que até mesmo os fragmentos maiores possuem formatos irregulares e complexos, com grande área de borda. Ainda assim, possuem a maior área core dentro os fragmentos da paisagem, apresentando a maior capacidade de proteção da área central e consequentemente a maior manutenção do habitat, preferencial para espécie preguiça-de-coleira.

Os fragmentos florestais maiores encontram-se também associados a áreas de silvicultura, pastagens e mosaicos de uso, mas a conservação destes fragmentos se deve principalmente por estarem associados a áreas de reserva legal e por

possuírem parte de sua localização dentro da APA Litoral Norte, com suas zonas de proteção.

Quanto à conectividade, o índice *proximity* mostrou que os remanescentes florestais da classe VI que fazem parte do maior fragmento da paisagem, destacam-se por estar em proximidade com a maioria dos remanescentes das outras classes, dentro de um raio de 100 metros. Estes remanescentes ou fragmentos florestais devem ser considerados áreas-chaves para conservação e manutenção da preguiça-de-coleira. São áreas que facilitam seu fluxo gênico, disponibilidade de alimento e evitam que a espécie se desloque em áreas abertas sofrendo ameaças. Os fragmentos menores associados a este fragmento maior, desempenham a função de trampolins ecológicos (*stepping stones*) com relação a conectividade dos fragmentos e devem ser preservados.

Conclui-se que, os índices/métricas da paisagem utilizados neste estudo são importantes para desenhar cenários favoráveis à conservação da biodiversidade e espécie-alvo, e poderão contribuir para o planejamento de Unidades de Conservação, formulação de políticas públicas e poderão subsidiar a escolha de rotas para formação de corredores ecológicos, a partir de programas de modelagem, aumentando a conectividade entre os fragmentos da paisagem, e indicar fragmentos importantes para restauração.

Ressalta-se, que se deve priorizar para restauração àqueles remanescentes pequenos que ainda não se encontram dentro de áreas protegidas e estão vulneráveis a perda total de habitat. E quanto aos grandes remanescentes que possuem grande quantidade de habitat, deve-se fortalecer as políticas de conservação que já existem e serem implantadas políticas ambientais nas áreas que não se encontram amparadas ainda. Assim, irá garantir a manutenção do habitat da espécie preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*), da biodiversidade local e dos serviços ecossistêmicos que a floresta de Mata Atlântica oferece.

Esse estudo da ecologia da paisagem na bacia do rio Bu, envolvendo as métricas, é um estudo inédito que servirá como base de dados para outros estudos futuros que tenham como objetivo a conservação dos seus remanescentes florestais e da espécie *Bradypus torquatus*.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, Ricardo Acácio. **Mapeamento de unidades ambientais e evolução do uso da terra na Bacia do Rio Punhaí (BA)**. 2015. 117 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, 2015.

ANA. Agência Nacional de Águas. Catálogo de Metadados da ANA. **Bacias Hidrográficas do Brasil (BHB250)**. 2021. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/3d87216f-e45e-41d8-9837-074c1608fb1e>. Acesso em: 29 ago. 2022.

ARROYO-RODRIGUEZ, Victor.; LENORE, Fahrig.; TABARELLI, Marcelo.; WATTING, James I.; TISCHENDORF, Lutz.; BENCHIMOL, Maíra.; CAZETTA, Eliana.; FARIA, Deborah.; LEAL, Inara R.; MELO, Felipe P. L.; MORANTE-FILHO, José C.; SANTOS, Bráulio A.; ARASA-GISBERT, Ricard.; ARCE-PEÑA, Norma.; CERVANTES-LÓPEZ, Martín J.; CUDNEY-VALENZUELA, Sabine.; GALÁN-ACEDO, Carmen.; SÃO-JOSÉ, Miriam.; VIEIRA, Ima C. G.; FERRY SLIK, J. W.; NOWAKOWSKI, A. Justin.; TSCHARNTKE, Teja. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23, p. 1404–1420, apr. 2020. DOI: doi: 10.1111/ele.13535. Disponível em: <https://carleton.ca/glel/wp-content/uploads/Arroyo-Rodriguezetal2020EcolLet.pdf>. Acesso em: 18 fev. 2022.

ASSIS, Laís Santos de.; CAMPOS, Marina Campos, GIRÃO, Vanessa Jó. (orgs.). Manejo de fragmentos florestais degradados. Campinas (SP): **The Nature Conservancy**, 2019. 172 p. Disponível em: <https://www.tnc.org.br/content/dam/tnc/nature/en/documents/brasil/manejodefragmentosflorestaisdegradados.pdf>. Acesso em: 18 jul. 2023.

CALEGARI, Leandro.; MARTINS, Sebastião Venâncio.; GLERIANI, José Marinaldo.; SILVA, Elias Silva.; BUSATO, Luiz Carlos. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 34, n. 5, p. 871-880, out. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000500012>

CASSANO, Camila Righetto. **Ecologia e conservação da preguiça-de-coleira (Bradypus torquatus Illiger, 1811) no sul da Bahia**. 2006. 127 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA, 2006. Disponível em: http://www.uesc.br/cursos/pos_graduacao/mestrado/zoologia/dissertacoes/camila_righetto_cassano.pdf. Acesso em: 11 set. 2022.

CHIARELLO, Adriano G. Activity budgets and ranging patterns of the Atlantic forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). **J. Zool., Lond**, v. 246, p. 1-10, sep. 1998. DOI: doi:10.1111/j.1469-7998.1998.tb00126.x

ESQUIVEL, Marcus Santos. **A zona costeira dos municípios do Litoral Norte e entorno da Baía de Todos os Santos - Estado da Bahia: implicações para a gestão ambiental**. 2016. 141 f. Tese (Doutorado em Geologia) – Universidade

Federal da Bahia, UFBA, Salvador, BA, 2016. 141 f. Disponível em: https://repositorio.ufba.br/bitstream/ri/21573/1/ESQUIVEL_MS_2016_A%20zona%20costeira%20dos%20munic. Acesso em: 16 jul. 2023.

FAHRIG, Lenore. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Canadá, v. 34, p. 487-515, nov. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.

FERNANDES, M.; FERNANDES, R. D. M. Análise Espacial da Fragmentação Florestal da Bacia do Rio Ubá - RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 4, p. 1429–1439, 2017. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509830330>

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. Landscape Ecology. **Wiley & Sons**, New York, 1986, 619 p.

FRANCO, G. A. D. C.; SOUZA, F. M de.; IVANAUSKAS, N. M.; MATTOS, I. F. A.; BAITELLO, J. B.; AGUIAR, O. T.; CATARUCCI, A. F. M.; POLISEL, R. T. Importância dos remanescentes florestais de Embu (SP, Brasil) para a conservação da flora regional. **Biota Neotrop**, v. 7, n. 3, p. 145-162, set. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000300017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/gTBn9ppNc8SrVJK8T3gtbnx/?lang=pt>. Acesso em: 11 ago. 2022.

FREIRE, Luiz Fernando Pereira. **Análise métrica da paisagem do município do Rio Grande, RS – Brasil**. 2018. 58 f. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento Costeiro) – a Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Rio Grande, RS, 2018. Disponível em: https://gerenciamentocosteiro.furg.br/images/dissertacoes/074_Luiz_Fernando_Pereira_Freire.pdf. Acesso em: 17 ago. 2023.

FROHN, Robert C. Remote sensing for landscape ecology: New metric indicators for monitoring, modeling, and assessment of ecosystems. **Boca Raton**, FL: Lewis, 1998, 99 p.

GRANTHAM, H. S.; DUNCAN, A.; EVANS, T. D.; JONES, K. R.; BEYER, H. L.; SCHUSTER, R.; WALSTON, J.; RAY, J. C.; ROBINSON, J. G.; CALLOW, M.; CLEMENTS, T.; COSTA, H. M.; DEGEMMIS, A.; ELSEN, P. R.; ERVIN, J.; FRANCO, P.; GOLDMAN, E.; GOETZ, S.; HANSEN, A.; HOFSTANG, E.; JANTZ, P.; JUPITER, S.; KANG, A.; LANGHAMMER, P.; LAURANCE, W. F.; LIEBERMAN, S.; LINKIE, M.; MALHI, Y.; MAXWELL, S.; MENDEZ, M.; MITTERMEIER, R.; MURRAY, N. J.; POSSINGHAM, H.; RADACHOWSKY, J.; SAATCHI, S.; SAMPER, C.; SILVERMAN, J.; SHAPIRO, A.; STRASSBURG, B.; STEVENS, T.; STOKES, E.; TAYLOR, R.; TEAR, T.; TIZARD, R.; VENTER, O.; VISCONTI, P.; WANG, S.; WATSON, J. E. M. Anthropogenic modification of forests means Only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. **Nature Communications**, v. 11, n. 5978, p. 1-10, dec. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19493-3>

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York, John Wiley & Sons, 1986.

HAILA, Yrjö. A Conceptual Genealogy of Fragmentation Research: From Island Biogeography to Landscape Ecology. **Ecological Applications**, v. 12, n. 2, p. 321-334, apr. 2002. DOI: <https://doi.org/10.2307/3060944>

HIRYE, Mayumi Cursino de Moura. **Análise exploratória de indicadores e métricas espaciais para caracterização da formaintra-urbana**. 2015. 41 f. Relatório de Trabalho Final (Pós-graduação em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos, São Paulo, SP, 2015. Disponível em: http://wiki.dpi.inpe.br/lib/exe/fetch.php?media=cst-310-popea:monografiamayumi_2015-10-13.pdf. Acesso em: 07 abr. 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **População Conde e Esplanada**. 2023. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/conde/panorama>. Acesso em: 18 maio. 2023.

ICMBIO. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: ICMBio. 2018. 4162 p. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol3.pdf. Acesso em: 13 nov. 2022.

IUCN. União Internacional para a Conservação da Natureza. **A preguiça-de-coleira *Bradypus torquatus* foi recentemente avaliada pela Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN em 2022**. 2022. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/3036/210442361>. Acesso em: 26 jun. 2023

JESUS, Marcus Henrique Oliveira de. **Políticas territoriais no Litoral Norte da Bahia: Entre os meios geográficos e a avaliação ambiental estratégica**. 2021. 165 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Sergipe, UFS, São Cristóvão, SE, 2021. Disponível em: https://sucupira.capes.gov.br/sucupira/public/consultas/coleta/trabalhoConclusao/viewTrabalhoConclusao.jsf?popup=true&id_trabalho=10959868. Acesso em: 10 ago. 2023.

MACOME, João Vitor Martins. **Análise da Evolução Recente da Fragmentação da Paisagem do Parque Natural de Montesinho**. 2017. 54 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Escola Superior Agrária de Bragança, Bragança, PA, 2017. Disponível em: <https://bibliotecadigital.ipb.pt/handle/10198/14395>. Acesso em: 5 ago. 2023.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS**: spatial pattern analysis program for quantifying landscap estructure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 122 p. DOI: <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-351>

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of fragmentation effects. **Ecological Applications**, v. 12, n. 2, p. 335–345, 2002.

MCGARIGAL, K.; CUSMAN, S. A.; ENE, E. **FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**. Computer Software Program Produced by the Authors at the University of Massachusetts, Amherst, 2012. Disponível em: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Acesso em: 16 set. 2022.

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil. **Agricultura foi o tipo de uso de solo que mais cresceu na Mata Atlântica nos últimos 37 anos. Áreas urbanizadas triplicaram entre 1985 e 2021**. 2021. v. 7.1 (artigo eletrônico). Disponível em: <https://mapbiomas.org/57-dos-municipios-da-mata-atlantica-tem-menos-de-30-de-vegetacao-natural#:~:text=Enquanto%20a%20cobertura%20florestal%20recua,percentual%20alcan%C3%A7ou%2017%2C6%25>. Acesso em: 18 out. 2022.

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil. **Dados da Coleção 7 dos mapas anuais de cobertura e uso da terra do Brasil, feita a partir de imagens de satélite Landsat, entre 1985 e 2021**. 2021. Disponível em: <https://mapbiomas.org/dados-da-colecao-7-sao-atualizados-agora-na-versao-71>. Acesso em: 21 jan. 2022.

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil. **Land use change on threatened biomes in South America and Indonesia. Pressing challenges in the face of climate change**. 2022. 15 p. Disponível em: <https://s3.amazonaws.com/amazonia.mapbiomas.org/documentos/MBIfactsheet-COP27-EN.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2022.

NUNES, José Marcos de Castro.; MATOS, Mara Rojane Barros de. **Litoral Norte da Bahia: Caracterização Ambiental, Biodiversidade e Conservação**. Ciências Biológicas. 1. ed. Salvador-BA: EDUFBA, 2017, 460 p. Disponível em: <http://repositorio.ufba.br/ri/handle/ri/24288>. Acesso em: 26 mar. 2022.

ORLANDI, Maria Júlia Paganini.; SANTOS, Joana Farias dos. Análise espacial da fragmentação florestal em região extremo-sul da Bahia. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 11, n. 3, p. set. 110–125, 2022. DOI: <https://doi.org/10.59306/rgsa.v11e32022110-125>

PARDINI, R.; BUENO, A. A.; GARDNER, T. A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P.; FENTON, B. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **Plos One**, v. 5, n. 10, out. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013666>

PEREIRA, J. L. G.; BATISTA, G. T.; THALÊS, M. C.; ROBERTS, D. A.; VENTURIERI, A. **Geografia**, Rio Claro, v. 26, n. 1, p. 59-90, abr. 2001. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/ageteo/article/download/1907/5272>. Acesso em: 13 ago. 2023.

PINOTTI, Bruno Trevizan. **Pequenos mamíferos terrestres e a regeneração da Mata Atlântica: influência da estrutura do habitat e da disponibilidade de alimento na recuperação da fauna**. 2010. 124 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010. DOI: 10.11606/D.41.2010.tde-21052010-103340. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41133/tde-21052010-103340/pt-br.php>. Acesso em: 26 abr. 2022.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R.; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 271-281, abr. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000200007>

RIGUEIRA, Dary Moreira Gonçalves. **Perda de habitat e limiar de extinção em plantas lenhosas (Myrtaceae) da Mata Atlântica**. 2012. 42 f. Mestrado em Ecologia e Biomonitoramento) – Universidade Federal da Bahia, UFBA, Salvador, BA, 2012. Disponível em: https://repositorio.ufba.br/bitstream/ri/19568/1/Disserta%C3%A7%C3%A3o_Final_Dary_2_-_Com_Capa.pdf. Disponível em: https://repositorio.ufba.br/bitstream/ri/19568/1/Disserta%C3%A7%C3%A3o_Final_Dary_2_-_Com_Capa.pdf. Acesso em: 3 ago. 2023.

ROCHA, Jancerlan Gomes. **Modelagem de conhecimento e métricas de paisagem para identificar e analisar padrões espaciais em ambiente de caatinga**. 2011. 146 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Geodésicas e Tecnologia da Geoinformação) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/3520>. Acesso em: 19 jan. 2022.

SAN-JOSÉ, M.; WERDEN, L. K.; JOYCE, F. H.; LEIGHTON REID, L.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Effects of landscape structure on restoration success in tropical premontane forest. **Scientific Reports**, v. 12, n. 13452, p. 1-10, aug. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-16542-3>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-022-16542-3#citeas>. Acesso em: 13 maio. 2022.

SANQUETTA, C. R.; WEBER, K. S.; VIGOLO, D. Z.; CORTE, A. P. D.; GOMIDE, G. L. A.; FERNANDES, L. A. V.; VIEIRA, G. (orgs.). **Experiências de monitoramento no bioma Mata Atlântica com uso de parcelas permanentes**. Curitiba: 2008. 338 p. Disponível em: <https://www2.ib.unicamp.br/profs/cjoly/0%20-%20Produ%E7%E3o%20Tematico/4%20-%20Publica%E7%F5es/2008/Joly%20et%20al%202008%20pg%20109%20a%20148.pdf>. Acesso em: 27 set. 2023.

SANTOS, J. F. C.; MENDONÇA, B. A. F.; GOMES DE ARAÚJO, E. J.; DE ANDRADE, C. F. Fragmentação florestal na Mata Atlântica: o caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 15, n. 3, p. 151-

158, out. 2017. Disponível em: <https://seer.ufrgs.br/rbrasbioci/article/view/114618>. Acesso em: 29 jul. 2023.

SANTOS, Paloma Marques. **Avaliação da ocupação e da adequabilidade ambiental para a preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*, Illiger 1811): uma abordagem multi-espacial e multi-temporal com contribuições para a conservação da biodiversidade**. 2020. 246 f. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2020. Disponível em: https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/34059/1/Tese_PalomaMSantos_VersaoFinal_2020.pdf. Acesso em: 10 abr. 2023.

SANQUETTA, C. R.; WEBER, K. S.; VIGOLO, D. Z.; CORTE, A. P. D.; GOMIDE, G. L. A.; FERNANDES, L. A. V.; VIEIRA, G. (orgs.). **Experiências de monitoramento no bioma Mata Atlântica com uso de parcelas permanentes**. Curitiba: 2008. 338 p. Disponível em: <https://www2.ib.unicamp.br/profs/cjoly/0%20-%20Produ%20E7%E3o%20Tematico/4%20-%20Publica%20E7%F5es/2008/Joly%20et%20al%202008%20pg%20109%20a%20148.pdf>. Acesso em: 27 set. 2023.

SANTOS, Juliana Silveira dos. **Influência da permeabilidade da matriz e da heterogeneidade da paisagem na conservação da biodiversidade de mamíferos terrestres**. 2014. 110 f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos, SP, 2014. Disponível em: <http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m21b/2014/10.22.19.05>. Acesso em: 18 nov. 2022

SAURA, Santiago. The Habitat Amount Hypothesis implies negative effects of habitat fragmentation on species richness. *J Biogeogr*, v. 48, p. 11–22, sep. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.13958>

SILVA, Maria do Socorro Ferreira da.; SOUZA, Rosemeri Melo e. Padrões espaciais de fragmentação florestal na flona do Ibura – Sergipe. **Mercator**, Fortaleza, v. 13, n. 3, p. 121-137, dez. 2014. DOI: <https://doi.org/10.4215/RM2014.1303.0009>

SILVA, A. L.; LONGO, R. M. Ecologia da paisagem e qualidade ambiental de remanescentes florestais na sub-bacia hidrográfica do Rio Atibaia dentro do município de Campinas-SP, *Ciências Florestal*, Santa Maria, v. 30, n. 4, p. 1176-1191, out./dez. 2020. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509842640>

SOARES, Silvana Oliveira Wenceslau. **Dinâmica espaço temporal do uso e cobertura no bioma mata atlântica no litoral norte e agreste baiano: quantificação de padrões espaciais no período (2000-2016)**. 2019. 70 f. Dissertação (Mestrado em Modelagem em Ciência da Terra e do Ambiente) – Universidade Estadual de Feira de Santana – UEFS, Feira de Santana, BA, 2019. Disponível em: <http://tede2.uefs.br:8080/handle/tede/876>. Acesso em: 19 nov. 2021.

TAYLOR, P.; FAHRIG, L.; WITH, K. Landscape connectivity: A return to the basics. In: CROOKS, K.; SANJAYAN, M. (eds.). *Connectivity Conservation*, Conservation Biology, Cambridge: Cambridge University Press, p. 29-43, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821.003>.

VOLOTÃO, Carlos Fredrico de Sá. **Trabalho de análise espacial:** métricas do Fragstats. 1998. 48 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos, 1998. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/cursos/ser431/trabalhos/fragstats.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2022.

ZILLER, Sílvia Renate. **Invasões biológicas.** Disponível em: <https://www.ambientebrasil.com.br/>. Acesso em: 16 fev. 2023.