UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE - UNESC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS
DOUTORADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

CRISTIANE SCUSSEL

MODELAGEM DE CORREDOR SOCIOECOLÓGICO COMO ESTRATÉGIA PARA CONSERVAÇÃO DE AMBIENTES COSTEIROS NO SUL DE SANTA CATARINA

CRICIÚMA
2026

CRISTIANE SCUSSEL

MODELAGEM DE CORREDOR SOCIOECOLÓGICO COMO ESTRATÉGIA PARA CONSERVAÇÃO DE AMBIENTES COSTEIROS NO SUL DE SANTA CATARINA

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ecologia e Gestão de Ambientes Alterados

Orientador: Prof. Dr. Jairo José Zocche

CRICIÚMA

2026

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

S437m Scussel, Cristiane.
Modelagem de corredor socioecológico como estratégia para conservação de ambientes costeiros no sul de Santa Catarina / Cristiane Scussel. - 2026.
242 p. : il.

Tese (Doutorado) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Criciúma, 2026.
Orientação: Jairo José Zocche.

1. Geotecnologia. 2. Corredores ecológicos. 3. Ambientes costeiros - Santa Catarina, Região Sul. 4. Biodiversidade - Conservação. - I. Título.

CDD 23. ed. 333.95

Bibliotecária Elisângela Just Steiner - CRB 14/1576
Biblioteca Central Prof. Eurico Back - UNESC

UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE
Pró-reitora de Pesquisa, Pós-Graduação, Inovação e Extensão
Diretoria de Pesquisa e Pós-Graduação Stricto Sensu
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

PARECER

Os membros da Comissão Examinadora homologada pelo Colegiado de Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais reuniram-se para realizar a arguição da Tese de Doutorado apresentada pela candidata **CRISTIANE SCUSSEL,** sob o título: **"CORREDOR ECOLÓGICO COMO ESTRATÉGIA DE CONSERVAÇÃO DE AMBIENTES COSTEIROS DO SUL DE SANTA CATARINA",** para obtenção do grau de **DOUTORA EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS** no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC. Após haver analisado o referido trabalho e arguido a candidata, os membros são de parecer pela **"APROVAÇÃO"** da Tese.

Criciúma/SC, 27 de fevereiro de 2026.

Prof. Dr. Anderson Targino da Silva Ferreira
Primeiro Examinador

Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro
Segundo Examinador

Prof. Dr. Jorí Ramos Pereira
Terceiro Examinador

Profa. Dra. Birgit Harter Marques
Quarto Examinador

Prof. Dr. Jairo José Zocche
Presidente e Orientador

Dedico-me.

AGRADECIMENTOS

À minha mãe, os motivos pelos quais cheguei até aqui se resumem na sua história de vida.

Ao meu companheiro de todos os momentos, Rodrigo Zilli Texeira, que sempre me incentivou e deu forças para que não desistisse da minha realização profissional.

À minha filha, Isabelli Scussel Texeira, uma criança, mas madura o suficiente para entender a minha ausência.

À Universidade do Extremo Sul Catarinense, pelo seu corpo docente qualificado, pela segurança transmitida em seu sistema, sempre comprometida em formar profissionais exemplares.

À Secretaria de Estado da Educação, pela concessão de afastamento para frequentar curso de pós-graduação, e, posteriormente, de bolsa de estudo de pós-graduação.

A todos os meus professores, detentores de inteligência e sabedoria, em especial ao meu orientador, Prof. Dr. Jairo José Zocche, por concordar com o meu tema de pesquisa, pela empolgação na orientação da tese, pela dedicação na correção da mesma e pelo auxílio nos momentos difíceis.

Aos meus colegas de sala de aula e do LABECO (Laboratório de Ecologia de Paisagem e de Vertebrados), pelos momentos de descontração e pelas trocas de saberes.

Obrigada a todos que, de alguma forma, contribuíram para a minha titulação.

*“*Estamos devastando os ecossistemas que nos cercam, buscando pouco mais que nosso próprio conforto e divertimento sem jamais encontrar satisfação. O que queremos querer?”

Yuval Noah Harari

RESUMO

A Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) caracteriza-se por um mosaico de ecossistemas sensíveis, cuja configuração atual resulta de um longo histórico de transformações vinculadas à formação e evolução da Planície Costeira Sul-Brasileira, assim como, às dinâmicas de Cobertura e Uso da Terra (CUT), entre as quais se destacam a expansão agrosilvopastoril e o crescimento urbano, que têm desempenhado papel significativo na fragmentação da paisagem. O estudo analisou a dinâmica espaço-temporal da estrutura da paisagem com o objetivo de subsidiar a definição de um traçado socioecologicamente sustentável para um Corredor Ecológico (CE) voltado à conservação dos ambientes naturais do complexo de lagoas na ZCSSC05. Para tanto, foram: (1) analisadas as mudanças espaço-temporais na CUT no período de 1985 e 2024; (2) modelado um corredor para conectar estruturalmente os remanescentes vegetais nativos e os corpos d'água; e (3) avaliar a estrutura da paisagem ao longo do corredor, subsidiando a identificação de áreas prioritárias para conservação e restauração. Foram utilizadas imagens *Landsat* 5 e 8, com aplicação de composições e índices espectrais. A classificação em oito classes (Praia, Duna e Areal (PDA); Massa d'Água (MAD); Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA); Floresta Nativa (FNA); Silvicultura (SIL); Pastagem (PAS); Agricultura (AGR) e Área Construída (ACO)) foi realizada no *Google Earth Engine* utilizando o *Random Forest*, com avaliação da acurácia por matrizes de confusão. A modelagem do CE baseou-se na integração das variáveis de CUT, Formações Vegetais Nativas (FVN), Áreas de Preservação Permanente (APP) e Declividade (DEC) em matrizes de custo, ponderadas pelo método *Analytic Hierarchy Process*. A partir da superfície de custo cumulativo, foi identificado o caminho de menor custo conectando estruturalmente as áreas de interesse. A análise da estrutura da paisagem no CE foi realizada por meio da identificação de trechos de estreitamento, calculados a partir das distâncias eixo-borda ao longo do traçado e relacionados às classes de CUT. Em seguida, uma malha hexagonal foi intersectada à CUT para quantificar a proporção de FVN e avaliar a conectividade estrutural entre hexágonos adjacentes. As unidades foram classificadas em alta (>60%), média (30,1%–60%) e baixa cobertura (<30%) de FVN e, adicionalmente, segundo o número de conexões diretas (1 a 6 arestas). Para fins de conservação, foram selecionados hexágonos com cobertura de FVN >60% e alta conectividade (4 a 6 conexões). Para fins de restauração, foram priorizados hexágonos com FVN entre 30,1% e 60%, com 3 a 6 conexões, ocupados por SIL e PAS, usos compatíveis com ações de restauração. A análise espaço-temporal evidenciou a intensificação dos usos antrópicos ao longo das últimas décadas. Houve redução de 13,2% dos ambientes naturais, resultante da expansão agrícola e urbana. A modelagem delimitou um corredor com 95,38 km de extensão e 39,88 km² de área, contendo 75,63% de ambientes naturais. Os resultados demonstram que o corredor delineado é socioecologicamente sustentável, destacando trechos essenciais para conservação e oportunidades estratégicas para restauração. O estudo oferece base técnica consistente para orientar políticas públicas, subsidiar ações de conservação e recomposição da vegetação e apoiar a criação de uma Unidade de Conservação na ZCSSC05, avançando de forma decisiva o entendimento sobre a gestão de paisagens costeiras fragmentadas.

Palavras-chave: geotecnologias; cobertura e uso da terra; conectividade estrutural; zona costeira sul brasileira.

ABSTRACT

The Southern Coastal Zone of Santa Catarina state – Sector 05 (ZCSSC05) is characterized by a mosaic of fragile ecosystems, whose current configuration results from a long history of transformations linked to the formation and evolution of the Southern Brazilian Coastal Plain, as well as to Land Cover and Land Use (LCLU) dynamics, among which the expansion of agroecosystems and silviculture, and urban growth stands out, playing a significant role in landscape fragmentation. This study analyzed the spatio-temporal dynamics of the landscape structure in order to support the definition of a socio-ecologically sustainable route for an ecological corridor (EC) aimed at conserving the natural environments of the lagoon complex in the Southern Coastal Zone of Santa Catarina – Sector 05. To this end, the following were analyzed: (1) spatio-temporal changes in LCLU between 1985 and 2024; (2) a corridor was modeled to structurally connect the native vegetation remnants and water bodies; and (3) assessed the landscape structure along the corridor, supporting the identification of priority areas for conservation and restoration. Landsat 5 and 8 images were used, with the application of spectral compositions and spectral indices. The classification into eight classes of LCLU (Beach, Dune and Sand (BDS); Water Body (WA); Herbaceous and Shrub Vegetation (HSV); Native Forest (NAF); Silviculture (SIL); Pasture (PAS); Agriculture (AGR) and Built-up Area (BUA)) was performed in Google Earth Engine using Random Forest, with accuracy assessed by confusion matrices. The CE modeling was based on the integration of the variables of LCLU, native vegetation formations (NVF), Permanent Preservation Areas (APP), and Slope (SLO) into cost matrices, weighted by the Analytic Hierarchy Process method. From the cumulative cost layer, the path of least cost of structural connectivity of the areas of interest was identified. The analysis of the landscape structure into the CE was carried out by identifying narrowing sections, calculated from the axis-edge distances along the route and related to the LULC classes. Subsequently, a hexagonal mesh was intersected with the LULC to quantify the proportion of NVF and evaluate the structural connectivity between adjacent hexagons. The units were classified as high (>60%), medium (30.1%–60%), and low (<30%) NVF cover and, additionally, according to the number of direct connections (1 to 6 edges). For conservation purposes, hexagons with NFV >60% and high connectivity (4 to 6 connections) were selected. For restoration purposes, hexagons with NVF cover between 30.1% and 60% and 3 to 6 connections, occupied by SIL and PAS, were prioritized, as these uses are compatible with restoration actions. The spatio-temporal analysis showed the intensification of anthropogenic uses over the last decades. There was a 13.2% reduction in natural environments, resulting from agricultural and urban expansion. The modeling delineated a corridor with a length of 95.38 km and an area of 39.88 km², containing 75.63% natural environments. The results demonstrate that the delineated corridor is socio-ecologically sustainable, highlighting essential areas for conservation and strategic opportunities for restoration. The study offers a consistent technical basis to guide public policies, support conservation and vegetation restoration actions, and support the creation of a Conservation Unit in ZCSSC05, decisively advancing the understanding of the management of fragmented coastal landscapes.

Keywords: geotechnologies; land cover and land use; structural connectivity; southern Brazilian coastal zone.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Localização geográfica da Planície Costeira (PCRS) e (PCSC) (até o Cabo de Santa Marta) 29
Figura 2 - Representação esquemática de modelos de manejo de paisagens para promover a conectividade 46
Figura 3 - Localização geográfica dos nove municípios que compõem a área de estudo, situada na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), Brasil 56
Figura 4 - Localização geográfica dos polígonos das Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira (APB) delimitados pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) que estão inseridos na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 57
Figura 5 - Fluxograma de trabalho para a análise das mudanças na Cobertura e Uso da Terra (CUT) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 66
Figura 6 - Subárea selecionada para a modelagem do Corredor Ecológico (CE), inserida na Formação Laguna-Barreira IV, na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 72
Figura 7 - Fluxograma dos procedimentos metodológicos utilizados na modelagem do Corredor Ecológico (CE) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), incluindo as análises dos mesmos, onde: Cobertura e Uso da Terra (CUT); Formações Vegetais Nativas (FVN); Área de Preservação Permanente (APP); *Analytic Hierarchy Process* (*AHP*); Custo Cumulativo (CC) 73
Figura 8 - Fluxograma de procedimentos utilizados para a análise da composição e configuração da paisagem na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 85
Figura 9 - Etapas para identificação de trechos vulneráveis à conectividade estrutural na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 87
Figura 10 - Seleção de hexágonos prioritários para conservação na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 93
Figura 11 - Seleção de hexágonos prioritários para restauração na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 94
Figura 12 - Cobertura e Uso da Terra (CUT) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) para os anos de 1985, 2004 e 2024 103

Figura 13 - Matriz de contingência das mudanças nas classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) de 1985 a 2024, indicando as transições de área entre classes. Onde: Praia, Duna e Areal (PDA); Massa d'Água (MAD); Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA); Floresta Nativa (FNA); Silvicultura (SIL); Pastagem (PAS); Agricultura (AGR) e Área Construída (ACO) 106
Figura 14 - Detecção de mudanças na Cobertura e Uso da Terra (CUT) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 110
Figura 15 - Comparação entre ganhos e perdas ocorridos de 1985 a 2024 nas áreas de cada classe de Cobertura e Uso da Terra (CUT) dos nove municípios que compõem a Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05). Onde: Passo de Torres (PAT); São João do Sul (SJS); Santa Rosa do Sul (SRS); Balneário Gaivota (BGA); Sombrio (SOM); Balneário Arroio do Silva (BAS); Araranguá (ARA); Balneário Rincão (BRI) e Içara (IÇA); Onde: Praia, Duna e Areal (PDA); Massa d'Água (MAD); Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA); Floresta Nativa (FNA); Silvicultura (SIL); Pastagem (PAS); Agricultura (AGR) e Área Construída (ACO) 113
Figura 16 - Distribuição espacial das quatro variáveis utilizadas na modelagem do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 118
Figura 17 - Distribuição das Áreas de Preservação Permanente (APP) (A) e suas classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT) (B) existentes na subárea selecionada para a modelagem do Corredor Ecológico (CE) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 120
Figura 18 – Imagens matriciais de custos utilizadas na modelagem do Corredor Ecológico (CE), na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 125
Figura 19 - Imagem matricial de Custo Cumulativo (ICC) utilizada na modelagem do Corredor Ecológico (CE), na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 128
Figura 20 - Comparação entre a largura fixa (Resolução CONAMA nº 09/1996) e a largura variável (determinada pela classificação Quantil) no processo de modelagem do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 130
Figura 21 - Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 132

Figura 22 - Comparação entre os caminhos de menor custo e a variação espacial dos Corredores Ecológicos (CE) modelados para ao anos de 1985 e 2024 na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 135
Figura 23 - Caracterização da Cobertura e Uso da Terra (CUT) na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), a partir da classificação de imagem *Landsat 8 SR* (*OLI/TIRS*) de 14/03/2024. A análise contempla a identificação e distribuição das Formações Vegetais Nativas (FVN), demais ambientes naturais e ambientes antrópicos..... 138
Figura 24 - Distribuição espacial das classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT) na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05). Cada painel representa a ocorrência individualizada de uma classe, destacando os padrões de continuidade ou descontinuidade 139
Figura 25 - Trechos vulneráveis à conectividade estrutural na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) com base em quadrantes e sua relação com a Cobertura e Uso da Terra (CUT) 145
Figura 26 - Representação da largura de avaliação e identificação de pontos críticos (distância <50 m) na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 147
Figura 27 - Etapas da quantificação do índice das Formações Vegetais Nativas (FVN) em malha hexagonal na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 151
Figura 28 - Distribuição da quantidade de classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT) por hexágono na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 152
Figura 29 - Distribuição dos hexágonos totalmente preenchidos por classe de Cobertura e Uso da Terra (CUT) na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05). Onde: Praia, Duna e Areal (PDA); Massa d'Água (MAD); Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA); Floresta Nativa (FNA); Silvicultura (SIL); Pastagem (PAS); Agricultura (AGR) e Área Construída (ACO 153
Figura 30 - Distribuição espacial do índice de Formações Vegetais Nativas (FVN) na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), considerando classes de cobertura expressas em percentuais (0 a 100%) e agrupadas em três níveis: alta, média e baixa cobertura..... 154

Figura 31 - Áreas prioritárias para a conservação na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 159
Figura 32 - Áreas prioritárias para a restauração ecológica na área do Ccorredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), considerando conectividade e usos do solo compatíveis 162
Figura 33 – Remanescentes de Restinga e sua relação espacial com os ambientes naturais da Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), com base na classificação da imagem de 2024 164
Figura 34 - Sobreposição da área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) com as Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira (APB) delimitadas pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) 165

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Descrição das Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira (APB) do Bioma Mata Atlântica contidas na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) com informações sobre a importância biológica, a prioridade de ação, bem como as ações recomendadas..... 58
Tabela 2 - Chave de identificação e de denominação das classes definidas para representar os tipos de Cobertura e Uso da Terra (CUT) existentes na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)..... 69
Tabela 3 - Critérios definidos para a geração de imagem matricial de custos atribuídos à Cobertura e Uso da Terra (CUT) existente na área de estudo para a modelagem do Corredor Ecológico (CE)..... 75
Tabela 4 - Critérios definidos para a geração da imagem matricial de custos atribuídos às Formações Vegetais Nativas (FVN - camada que integra as classes Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA) e Floresta Nativa (FNA)) na subárea selecionada para a modelagem do Corredor Ecológico (CE). Os valores nas colunas 'Mínimo' e 'Máximo' correspondem aos limites definidos na tabela de reclassificação, com base nas distâncias euclidianas calculadas a partir das precisões reais, utilizadas como referência analítica para delimitar faixas de influência e gradientes de conectividade espacial..... 76
Tabela 5 - Limites definidos nos art. 4º e 5º da Lei nº 12.651/2012 (Brasil, 2012) para as faixas das Áreas de Preservação Permanentes (APP) presentes na subárea selecionada para a modelagem do Corredor Ecológico (CE)..... 77
Tabela 6 - Critérios definidos para a geração de imagem matricial de custos atribuídos às Áreas de Preservação Permanentes (APP) presentes na subárea selecionada para a modelagem do Corredor Ecológico (CE). Os valores nas colunas 'Mínimo' e 'Máximo' correspondem aos limites definidos na tabela de reclassificação, com base nas distâncias euclidianas calculadas a partir das precisões reais, utilizadas como referência analítica para delimitar faixas de influência e gradientes de conectividade espacial..... 78
Tabela 7 - Critérios definidos para a geração de imagem matricial de custos atribuídos à Declividade (DEC) presente na subárea selecionada para a modelagem do Corredor Ecológico (CE). Os valores na coluna 'Declividade' representam a amplitude da banda gerada a partir da imagem..... 79
Tabela 8 - Escala de comparação utilizada para atribuição de pesos entre os fatores Cobertura e Uso da Terra (CUT), Formações Vegetais Nativas (FVN), Área de Preservação Permanente

(APP) e Declividade (DEC) utilizados na modelagem do Corredor Ecológico (CE). Os valores representam o grau de importância relativa de um critério em relação a outro, variando de 1 (igual importância) até 9 (importância extrema). Inversos (ex.: 1/3, 1/5) indicam menor importância comparativa 80
Tabela 9 - Valor do Índice de Consistência Aleatório (ICA), conforme número de fatores (*n*) 81
Tabela 10 - Critérios de seleção e categorização das áreas para conservação e restauração na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), considerando a proporção de Formações Vegetais Nativas (FVN), a conectividade estrutural e o uso da terra, baseados em malha hexagonal de 100 m 96
Tabela 11 - Acurácia geral da classificação da Cobertura e Uso da Terra (CUT) presente na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) para os anos de 1985, 2004 e 2024, por classe e em percentual 101
Tabela 12 - Dados de área e percentuais das classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) para os anos de 1985, 2004 e 2024 105
Tabela 13 - Percentuais de ambientes naturais e ambientes antrópicos por município pertencente à Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 para os anos de 1985*, 2004 e 2024... 111
Tabela 14 - Dados das classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT) existentes nas Áreas de Preservação Permanentes (APPs) ao longo da subárea selecionada para a modelagem do Corredor Ecológico (CE) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), com base na classificação gerada para o ano de 2024 121
Tabela 15 - Matriz de comparação pareada das variáveis Cobertura e Uso da Terra (CUT), Formações Vegetais Nativas (FVN), Área de Preservação Permanente (APP) e Declividade (DEC), com os respectivos pesos de importância utilizados na modelagem do Corredor Ecológico (CE) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), com base na classificação gerada para o ano de 2024 123
Tabela 16 - Dados das classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT) presentes na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), com base na classificação gerada para o ano de 2024 140
Tabela 17 - Frequência das classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT) nos trechos mais estreitos da área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) resultantes da interseção com os quadrantes classificados na faixa de 42–54 m de largura. As ocorrências representam o número de feições espaciais

resultantes da interseção entre os quadrantes classificados como estreitos e a camada de CUT 146
Tabela 18 - Distribuição do número de hexágonos e da área das Formações Vegetais Nativas (FVN), conforme as classes dos índices existentes na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) 155
Tabela 19 - Distribuição do número de hexágonos e da área ocupada por Formações Vegetais Nativas (FVN), conforme o grau de conectividade (número de conexões) entre hexágonos na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05). As classes de prioridade para conservação foram definidas com base nesse grau de conectividade 158
Tabela 20 - Distribuição do número de hexágonos e da área ocupada por Silvicultura (SIL) e Pastagem (PAS), de acordo com o grau de conectividade estrutural (número de conexões) entre hexágonos na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05). As classes de prioridade para restauração foram definidas com base na conectividade espacial e no uso da terra compatível 161

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACO	Área Construída
AGR	Agricultura
AHP	*Analytic Hierarchy Process*
APB	Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira
APP	Área de Preservação Permanente
AU	Áreas Úmidas
CE	Corredor Ecológico
CNZU	Comitê Nacional de Zonas Úmidas
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CUT	Cobertura e Uso da Terra
DEC	Declividade
EVI	*Enhanced Vegetation Index*
FBDS	Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável
FNA	Floresta Nativa
FOD	Floresta Ombrófila Densa
FP	Formação Pioneira
FVN	Formações Vegetais Nativas
GEE	*Google Earth Engine*
IC	Índice de Consistência
ICC	Imagem de Custo Cumulativo
ICT	Imagem de Custo Total
ICA	Índice de Consistência Aleatório
MAD	Massa d'Água
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MNDWI	*Modified Normalized Difference Water Index*
NDWI	*Normalized Difference Built-Up Index*
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
PAS	Pastagem
PCRS	Planície Costeira do Rio Grande do Sul
PCSC	Planície Costeira de Santa Catarina
PDA	Praia, Duna e Areal

PROVÁRZEAS	Programa Nacional de Aproveitamento Racional das Várzeas Irrigáveis
RC	Razão de Consistência
RF	*Random Forest*
RH10	Região Hidrográfica 10 do Extremo Sul Catarinense
SICAR	Sistema de Cadastro Ambiental Rural
SIG	Sistemas de Informações Geográficas
SIL	Silvicultura
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SR	Sensoriamento Remoto
UC	Unidade de Conservação
USGS	*Unidet State Geological Survey*
VHA	Vegetação Herbácea e Arbustiva
ZC	Zona Costeira
ZCSSC05	Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 22
1.1 OBJETIVOS 27
1.1.1 Objetivo geral 27
1.1.2 Objetivos específicos 27
2 REFERENCIAL TEÓRICO 28
2.1 FORMAÇÃO DOS AMBIENTES COSTEIROS 28
2.2 COBERTURA VEGETAL NA PLANÍCIE QUATERNÁRIA DO SUL DO BRASIL 31
2.3 ÁREAS ÚMIDAS COSTEIRAS 33
2.4 HISTÓRICO DE OCUPAÇÃO DA PLANÍCIE COSTEIRA SUL CATARINENSE 36
2.5 ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE 39
2.6 CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE 41
2.7 ECOLOGIA DE PAISAGEM 50
2.8 O USO DE GEOTECNOLOGIAS EM ANÁLISES AMBIENTAIS 53
3 MATERIAL E MÉTODOS 55
3.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 55
3.2 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 58
3.2.1 Clima 58
3.2.2 Geomorfologia 59
3.2.3 Hidrografia 60
3.2.4 Solos 61
3.2.5 Vegetação 62
3.2.6 Características socioeconômicas 64
3.3 COLETA E ANÁLISE DE DADOS 65
3.3.1 Análise da dinâmica espaço-temporal da cobertura e uso da terra na Zona Costeira do sul de Santa Catarina – Setor 05 65
3.3.2 Modelagem do corredor ecológico 71
3.3.3 Análise da composição e configuração da paisagem na área do corredor ecológico 84
3.3.3.1 Identificação de trechos vulneráveis à conectividade estrutural 86
3.3.3.2 Seleção de áreas prioritárias para conservação e restauração 90

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 100
4.1 DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA COBERTURA E USO DA TERRA NA ZONA COSTEIRA DO SUL DE SANTA CATARINA – SETOR 05 100
4.2 DELIMITAÇÃO DO CORREDOR ECOLÓGICO 116
4.3 COMPOSIÇÃO E CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM NO CORREDOR ECOLÓGICO 137
4.3.1 TRECHOS VULNERÁVEIS À CONECTIVIDADE ESTRUTURAL 143
4.3.2 ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO 149
5 CONCLUSÕES 169
REFERÊNCIAS 172
APÊNDICE A – *SCRIPT* DESENVOLVIDO E EXECUTADO NA INTERFACE DO *CODE EDITOR* DISPONÍVEL NA PLATAFORMA DE PROCESSAMENTO EM NÚVEM DO *GOOGLE EARTH ENGINE* PARA A CLASSIFICAÇÃO DA COBERTURA E USO DA TERRA DE 1985 200
APÊNDICE B – *SCRIPT* DESENVOLVIDO E EXECUTADO NA INTERFACE DO *CODE EDITOR* DISPONÍVEL NA PLATAFORMA DE PROCESSAMENTO EM NÚVEM DO *GOOGLE EARTH ENGINE* PARA A CLASSIFICAÇÃO DA COBERTURA E USO DA TERRA DE 2004 206
APÊNDICE C – *SCRIPT* DESENVOLVIDO E EXECUTADO NA INTERFACE DO *CODE EDITOR* DISPONÍVEL NA PLATAFORMA DE PROCESSAMENTO EM NÚVEM DO *GOOGLE EARTH ENGINE* PARA A CLASSIFICAÇÃO DA COBERTURA E USO DA TERRA DE 2024 207
APÊNDICE D – RESULTADOS GERADOS NO *CODE EDITOR* DO *GOOGLE EARTH ENGINE* REFERENTES À CLASSIFICAÇÃO DE 1985 212
APÊNDICE E – RESULTADOS GERADOS NO *CODE EDITOR* DO *GOOGLE EARTH ENGINE* REFERENTES À CLASSIFICAÇÃO DE 2004 213
APÊNDICE F – RESULTADOS GERADOS NO *CODE EDITOR* DO *GOOGLE EARTH ENGINE* REFERENTES À CLASSIFICAÇÃO DE 2024 214
APÊNDICE G – MATRIZES DE CONFUSÃO DOS ANOS DE 1985, 2004 E 2024 215
APÊNDICE H – MAPA DE COBERTURA E USO DA TERRA DA ZCSSC05 DO ANO DE 1985 216
APÊNDICE I – MAPA DE COBERTURA E USO DA TERRA DA ZCSSC05 DO ANO DE 2004 217

APÊNDICE J – MAPA DE COBERTURA E USO DA TERRA DA ZCSSC05 DO ANO DE 2024 218
APÊNDICE K – MATRIZ DE CONTINGÊNCIA POR CUT, COM DESTAQUE PARA PRAIA, DUNA E AREAL (PDA) 219
APÊNDICE L – MATRIZ DE CONTINGÊNCIA POR CUT, COM DESTAQUE PARA MASSA D'ÁGUA (MAD) 220
APÊNDICE M – MATRIZ DE CONTINGÊNCIA POR CUT, COM DESTAQUE PARA VEGETAÇÃO HERBÁCEA E ARBUSTIVA (VHA) 221
APÊNDICE N – MATRIZ DE CONTINGÊNCIA POR CUT, COM DESTAQUE PARA FLORESTA NATIVA (FNA) 222
APÊNDICE O – MATRIZ DE CONTINGÊNCIA POR CUT, COM DESTAQUE PARA SILVICULTURA (SIL) 223
APÊNDICE P – MATRIZ DE CONTINGÊNCIA POR CUT, COM DESTAQUE PARA PASTAGEM (PAS) 224
APÊNDICE Q – MATRIZ DE CONTINGÊNCIA POR CUT, COM DESTAQUE PARA AGRICULTURA (AGR) 225
APÊNDICE R – MATRIZ DE CONTINGÊNCIA POR CUT, COM DESTAQUE PARA ÁREA CONSTRUÍDA (ACO) 226

1 INTRODUÇÃO

A Zona Costeira (ZC) abriga um mosaico de ecossistemas de elevada fragilidade que compreende apenas 3% da superfície terrestre, e está entre os ambientes mais diversos e perturbados da Terra (Bazant-Fabre *et al.*, 2022) uma vez que concentra a maior parte da população humana (Cohen; Small, 1998; IBGE, 2022; Lins de Barros, 2010; Skinner, 2020).

A ZC não possui uma definição única e consensual, variando conforme o enfoque adotado e os objetivos de cada estudo (Burke *et al*., 2001; Crossland *et al*., 2005; Nicholls; Small, 2002; WRI, 2000). Ao longo do tempo, seus limites foram estabelecidos sobretudo por critérios métricos e administrativos (Brasil, 1990; Burke *et al*., 2001; Crossland *et al*., 2005; Nicholls; Small, 2002; WRI, 2000), mas abordagens recentes têm enfatizado a necessidade de compreender a ZC como um sistema socioecológico, marcado pela interação contínua entre unidades naturais e antrópicas (de Andrés; Barragán Muñoz, 2022; de Andrés; Barragán Muñoz; Scherer, 2018; Pizarro; de Andrés; Barragán Muñoz, 2024). Nesse sentido, essa perspectiva socioecológica, alinhada à abordagem da Ecologia de Paisagem, orienta a delimitação adotada nesta tese.

Marcados pela transição entre ambientes terrestres e marinhos (Lee *et al.*, 2006; Varnell; Evans, Havens, 2003), os sistemas ecológicos costeiros, como as Restingas e as Áreas Úmidas (AU) requerem atenção especial, pois a saúde, o bem-estar e a sobrevivência das populações humanas e não humanas costeiras dependem da integridade dos mesmos (Pereira; Oliveira, 2015; Silva *et al*., 2021). Eles fornecem serviços ecossistêmicos essenciais, incluindo regulação climática, formação e estabilização do solo (Brouwer; Vanek, 2004), recursos pesqueiros e vida silvestre (Gibbs, 2000; Lee *et al.*, 2006), além de oferta de subsistência, como água, turismo e serviços recreativos e culturais (Ballut-Dajud *et al.*, 2022).

No final do século XX, a percepção global sobre a crise da perda da biodiversidade levou à aplicação dos conhecimentos científicos que comprovaram a importância vital da natureza para o equilíbrio do planeta (Soulé, 1985), refletida na regulação climática, nos níveis de temperatura (Seddon *et al*, 2021), bem como na provisão de serviços ecossistêmicos essenciais (Joly *et al.*, 2019). A biodiversidade é compreendida como conceito dinâmico e multidimensional, abrangendo genes, espécies, ecossistemas, suas funções ecológicas e seu papel na manutenção dos serviços ecossistêmicos (Cardinale *et al.*, 2012). Essa visão ampliada impulsionou abordagens integradas que valorizam tanto a estrutura quanto o funcionamento

dos sistemas naturais na conservação efetiva da vida no planeta (Cardinale *et al.*, 2012; Mace, 2014).

Nas últimas décadas, em função da acelerada fragmentação dos habitats, diversas estratégias têm sido adotadas para a conservação da biodiversidade, como monitoramento de espécies e ecossistemas, criação de Unidades de Conservação (UC) e seleção de áreas prioritárias para a conservação (Brasil, 2018a; Leal, 2016; Lino; Bechara, 2002; Metzger, 2006; Safar; Magnago; Schaefer, 2020; Zucchi *et al.*, 2018). Uma estratégia amplamente reconhecida para mitigar os efeitos da fragmentação de habitats é o fortalecimento da conectividade estrutural/funcional da paisagem, frequentemente operacionalizado por meio da implantação de Corredor Ecológico (CE) (Brasil, 2000). Com o avanço do debate científico, o conceito de CE foi ampliado, incluindo não somente as áreas mais conservadas, mas também áreas sob uso antrópico, definindo-o como "faixas de vegetação ou habitat nativo com utilidade para conectar remanescentes isolados, formando um mosaico com diferentes coberturas e usos da terra" (Ayres *et al.*, 2005; Fonseca *et al.*, 2004). A integração de estratégias de conservação que incorporam variáveis socioecológicas e de contexto territorial tem ampliado o potencial de conservação da biodiversidade e subsidiado ações mais eficazes (Latrubesse *et al*., 2019; Morzillo, 2024).

O planejamento da conectividade estrutural/funcional da paisagem por meio da implantação de CEs tem maior sucesso quando planejada com auxílio das geotecnologias (Ferraz; Vettorazzi, 2003; Leal *et al.*, 2019), sendo o Sensoriamento Remoto (SR) e o Sistema de Informações Geográficas (SIG) as principais ferramentas (Mendes, 2019; Radeloff *et al.*, 2024; Rosa, 2005). Em conjunto com as geotecnologias, o desenvolvimento de indicadores e métricas para análise da paisagem consolidou-se como estratégia fundamental para descrever padrões espaciais de Cobertura e Uso da Terra (CUT), impulsionado pela crescente disponibilidade de imagens orbitais e pelo aprimoramento contínuo das ferramentas de SIG (Kowe; Shoko; Jerie, 2023; Leal, 2016; McGarigal; Cushman; Ene, 2023; McGarigal *et al*., 2018; Metzger, 2001; Sowińska-Świerkosz, 2017). Apesar desses avanços, a pressão antrópica na ZC continua sendo um desafio, tornando essencial compreender a dinâmica da paisagem costeira, para decidir como os ambientes costeiros podem ser manejados visando a sua conservação e, quando necessário, implantar a sua restauração.

No Brasil, ecossistemas costeiros associados à Mata Atlântica, como Restingas e AU, vêm sofrendo perdas significativas e fragmentação espacial, comprometendo a integridade

ecológica e os serviços ecossistêmicos (Agapito *et al.*, 2023; MapBiomas, 2023; Silva; Melo Júnior, 2016). Essa degradação decorre de pressões antrópicas, incluindo agricultura, expansão urbana, mineração e drenagens artificiais, que alteram a estrutura da paisagem (Bitencourt; Lalane; Rocha, 2011; de Andrés; Barragán Muñoz; Scherer, 2018; Ladwig; Silva, Oliveira, 2023; Pereira; Zocche, 2025; Scussel *et al.*, 2024; Silva, 2021).

No Sul do Brasil, e especificamente na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), essas pressões resultaram na expressiva redução de habitats naturais, como a diminuição acentuada da vegetação de Restinga nas últimas décadas (Cohenca; Scherer; Vieira, 2017), a expansão urbana sobre várzeas e Áreas de Preservação Permanentes (APPs) e a intensificação de drenagens e retificação de canais em AU, comprometendo a funcionalidade ecológica desses ecossistemas (Marcon, Zocche; Ladwig, 2017; Pereira; Zocche, 2025). Além disso, a fragmentação espacial e a insuficiente proteção legal refletem a falta de priorização da conservação dos ambientes costeiros por parte dos gestores públicos (Cohenca; Cataneo, 2023). Esses fatores evidenciam a necessidade de abordagens integradas que considerem a estrutura da paisagem e a viabilidade socioecológica, fornecendo subsídios para o planejamento de ações estratégicas de conservação na ZCSSC05.

No Brasil, os estudos sobre CEs concentram-se majoritariamente na conexão entre fragmentos florestais, restringindo a aplicação dos conceitos de CE em ecossistemas costeiros não florestais (Brasil, 2015a; Brito, 2012; Mardeni *et al*., 2023; Oliveira *et al*., 2015; Santos *et al*., 2018). Além disso, projetos institucionais tendem a priorizar remanescentes florestais da Mata Atlântica, muitas vezes sem contemplar efetivamente a conectividade entre os mesmos (Pereira; Cestaro, 2016). Essa limitação torna-se ainda mais evidente em paisagens costeiras fragmentadas, onde predominam formações nativas não florestais, como Restingas e AU, que desempenham papéis essenciais na manutenção de serviços ecossistêmicos, mas permanecem sub-representadas em estratégias e ações de conservação, em função da perda de hábitat acelerada (Rocha *et al*, 2007), sobretudo na região sul do país (Junk; Cunha, 2024). Tal cenário é agravado pela ausência de um marco normativo nacional específico para a proteção das AU brasileiras, o que contribui para sua baixa incorporação em políticas públicas de conservação e planejamento territorial (Silva *et al*., 2021). Nesse contexto, ecossistemas não florestais, apesar de sua ampla distribuição e alta biodiversidade, seguem negligenciados nas políticas de conservação, e superar essa lacuna é fundamental para evitar a perda de serviços ecossistêmicos e ampliar a efetividade das ações para além do domínio florestal (Overbeck *et al*., 2015).

Na ZCSSC05, estudos científicos ligados a conservação concentram-se predominantemente em remanescentes florestais, tratando de aspectos bióticos, estruturais e funcionais de forma isolada (Citadini-Zanette *et al.*, 2003; Dias; Ladwig; Conto, 2020; Ladwig; Dagostim; Back, 2018; Martins, 2010; Olivo *et al.*, 2021; Silva, 2006; Silva, 2021). Em contrapartida, o planejamento espacial que integra dinâmicas antrópicas e características estruturais da paisagem para subsidiar estratégias de conservação da biodiversidade tem sido reconhecido como um tema central, especialmente em ambientes costeiros sob intensa pressão (Abreu *et al*., 2020; Sahavacharin; Sompongchaiyakul; Thaitakoo, 2022). Assim, a ZCSSC05 carece de uma análise integrada que incorpore simultaneamente a dinâmica e a estrutura da paisagem, capaz de subsidiar estratégias de conservação.

Em 2020, Strassburg *et al.* (2020) destacaram que a Mata Atlântica, incluindo seus ecossistemas costeiros, figura entre as áreas globais prioritárias para restauração da biodiversidade. Entre esses ecossistemas, as formações de Restinga têm sofrido redução contínua em sua extensão, e grande parte dos fragmentos remanescentes permanece sem instrumentos adequados de proteção (Rocha *et al.*, 2007). Apesar de abrigarem dezenas de espécies (Machado *et al.*, 2024; Schlickmann *et al.*, 2019; Silva; Melo Júnior, 2016), permanecem fragmentadas e pouco contempladas por estudos conservacionistas (Silva; Melo Júnior, 2016). Em Santa Catarina, Nicoletti *et al.* (2024) mapearam cerca de 1.733,8 km² de áreas potenciais de ocorrência de Restinga, das quais menos da metade mantém remanescentes vegetacionais. Na ZCSSC05, a conversão de ambientes naturais em usos antrópicos ameaça não apenas os sistemas ecológicos costeiros (Bitencourt; Lalane; Rocha, 2011; Cohenca, 2016; Marcon, Zocche e Ladwig, 2017; Pereira; Zocche, 2025), mas também o patrimônio arqueológico (Campos, 2010) e a sustentabilidade do abastecimento hídrico (Pereira; Zocche, 2025). Esse cenário evidencia a necessidade urgente de repensar a gestão territorial diante da contínua pressão antrópica sobre os ecossistemas naturais.

Diante dessas lacunas, esta pesquisa contribui para o avanço do conhecimento ao ampliar a compreensão sobre a conectividade estrutural em paisagens costeiras heterogêneas, tradicionalmente pouco exploradas nos estudos sobre CE no Brasil. Ao considerar ambientes costeiros não florestais, como Restingas herbáceas, Restingas herbáceo-arbustivas e áreas úmidas no contexto da organização espacial da paisagem, o estudo evidencia sua relevância na configuração estrutural dos ambientes naturais. Além disso, propõe uma abordagem integrada da paisagem costeira, articulando diferentes formas de cobertura e uso da terra e seus padrões

espaciais, de modo a subsidiar estratégias territoriais de conservação e restauração fundamentadas na estrutura da paisagem.

Em paisagens costeiras como a ZCSSC05, onde formações vegetais herbáceas, arbustivas e arbóreas, áreas úmidas e lagoas coexistem sob intensa pressão antrópica, análises que integrem a estrutura da paisagem e seus padrões espaciais tornam-se essenciais para orientar estratégias territorialmente viáveis de conservação e restauração. Nesse sentido, a incorporação de princípios da Ecologia de Paisagem associada à modelagem espacial de CE apresenta-se como uma abordagem promissora para subsidiar o planejamento territorial costeiro. Tal perspectiva também dialoga com compromissos globais estabelecidos pela Organização das Nações Unidas no âmbito da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, especialmente com o Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 6 – Água Potável e Saneamento, ao considerar a proteção de áreas úmidas e sistemas hídricos, com o ODS 11 – Cidades e Comunidades Sustentáveis, ao contribuir com subsídios para o planejamento territorial sustentável em paisagens costeiras, e com o ODS 15 – Vida Terrestre, voltado à conservação dos ecossistemas terrestres.

Diante desse panorama, esta pesquisa propõe-se a responder à seguinte questão: Qual o melhor traçado para a implantação de um corredor que seja socioecologicamente sustentável para conectar estruturalmente as massas d'água e suas áreas úmidas associadas com a vegetação nativa herbácea, arbustiva e arbórea ainda existentes na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05, de modo a ampliar suas probabilidades de conservação no espaço e no tempo?

Parte-se do pressuposto de que o traçado mais adequado para a implantação de um corredor ecológico na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 resulta da conexão entre as formações vegetais (herbáceas, arbustivas e arbóreas) nativas, as áreas úmidas e as massas d'água, que em conjunto formam o complexo ecossistema de lagoas costeiras. Tem-se por hipótese que a heterogeneidade da paisagem, marcada pela coexistência de áreas naturais e antrópicas, influenciará a configuração do corredor, de modo que os trechos mais largos e conservados atuarão como áreas-fonte (núcleos de conectividade), enquanto que as porções mais estreitas/antropizadas demandarão ações de restauração para promover a conectividade estrutural/funcional e favorecer a viabilidade socioecológica da paisagem.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Analisar a dinâmica espaço-temporal da estrutura da paisagem para subsidiar a definição de um corredor socioecológico para conservar ambientes naturais da Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05.

1.1.2 Objetivos específicos

1. Analisar a dinâmica espaço-temporal da cobertura e uso da terra da Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05, nos anos de 1985, 2004 e 2024;

2. Modelar a distribuição espacial de um corredor para interligar formações vegetais nativas, áreas úmidas e corpos d'água a partir de rotas socioecologicamente sustentáveis;

3. Analisar a composição e a configuração da paisagem dentro dos limites do corredor, de modo a subsidiar ações de conservação e de restauração da paisagem.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

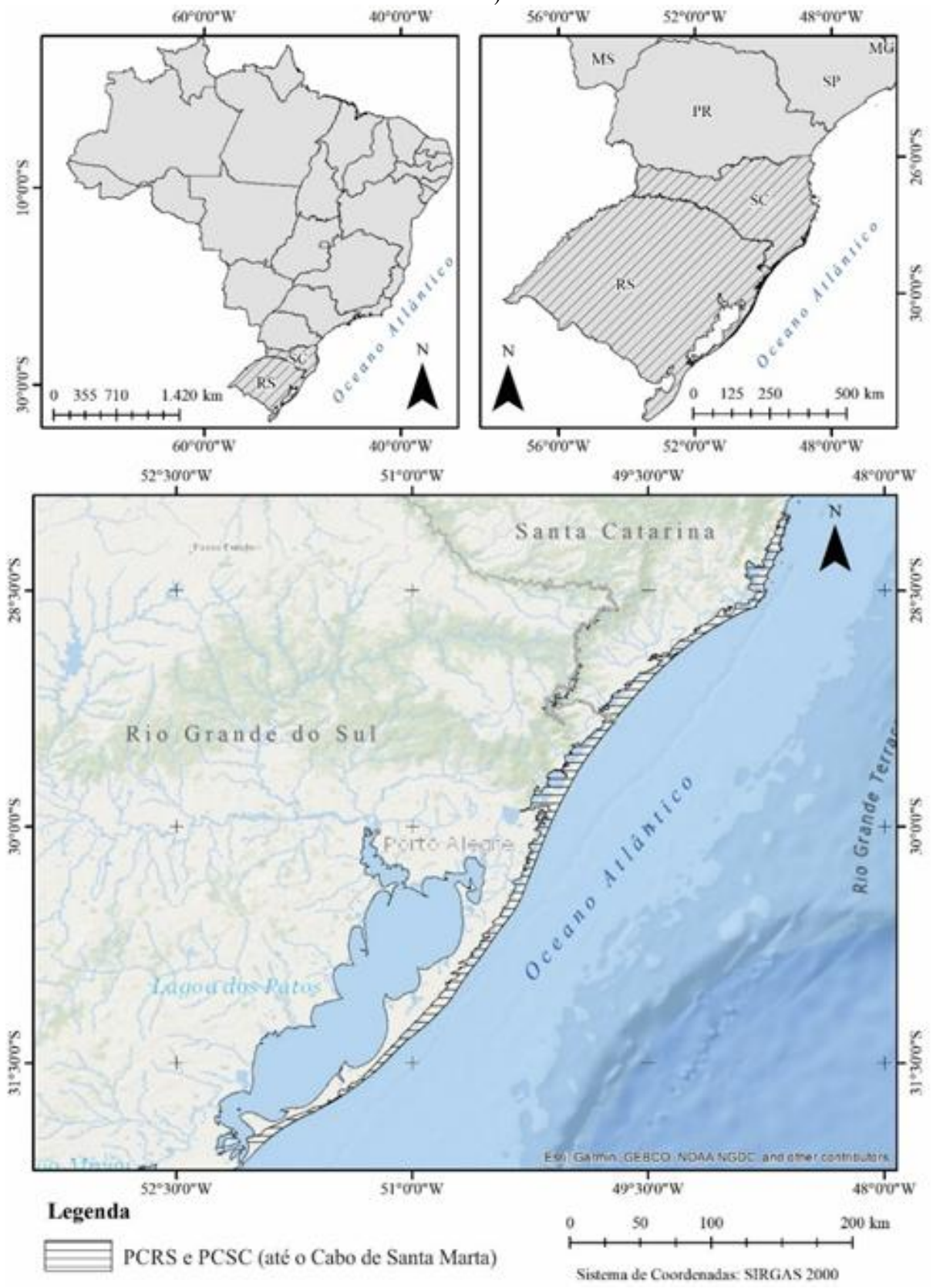
2.1 FORMAÇÃO DOS AMBIENTES COSTEIROS

A ZC apresenta grande variedade de paisagens moldadas pelos eventos geomórficos ocorridos no passado (Lins de Barros, 2010). Desde a separação da América do Sul e África, a costa atlântica sul brasileira tem sido submetida a várias flutuações do nível do mar (Menegat, 1998; Tomazelli; Villwock, 2005; Suguio; Martin, 1987). Essas flutuações resultaram em mudanças paleoambientais ocorridas durante o Quaternário, associadas às correntes de deriva litorânea, às fontes primárias de sedimentos, e às "armadilhas" para retenção dos sedimentos que formaram as planícies costeiras (Suguio; Martin, 1987). A Planície Costeira do Rio Grande do Sul (PCRS), que inclui parte da Planície Costeira de Santa Catarina (Figura 1), se estende do Cabo de Santa Marta, em Santa Catarina, ao Arroio Chuí, no Rio Grande do Sul (ROSA *et al.*, 2017).

No sul do estado de Santa Catarina, a planície costeira foi modelada ao longo de diferentes ciclos de transgressão e regressão marinhas, ocorridas durante o período Quaternário (Rocha, 2014). Associado a um paleoclima quente e úmido interglacial, ocorreu um importante evento regressivo correlacionado à última fase glacial no Pleistoceno (115000-1100 anos AP), quando o nível relativo do mar atingiu até 110 m abaixo do nível atual e como resultado, os terraços foram erodidos e retrabalhados (Krebs, 2004). Assim, a Planície Costeira Sul Catarinense (PCSC) é mais larga nos setores Norte e Sul e mais estreita no setor Central, devido a ocorrência dos maciços rochosos das terras altas que praticamente afloram junto à linha de costa (Horn Filho *et al.*, 1988; ROSA *et al.*, 2017). O setor Sul distingue-se dos demais pela presença marcante de depósitos Quaternários dos ambientes sedimentares eólico, marinho raso e lagunar (Horn Filho *et al.*, 1988).

Na PCRS foram registrados, a partir do fim do Terciário, quatro ciclos transgressivo-regressivos relacionados ao sistema deposicional do tipo laguna-barreira de idades pleistocênica e holocênica (Mateus, 2017). Com o recuo da linha de costa em cerca de 5 m em relação ao nível atual do mar no Holoceno, originaram-se os cordões litorâneos regressivos que deram origem a Formação Laguna-Barreira IV, que atingiu seu máximo entre 6000-5000 AP, com largura variável entre 2 e 8 km, sendo os demais sistemas deposicionais (III, II e I) mais interiorizados (Tomazelli; Villwock, 2005).

Figura 1 - Localização geográfica da Planície Costeira (PCRS) e (PCSC) (até o Cabo de Santa Marta)



Fonte: Pereira (2022).

A dinâmica do nível do mar resultou na formação de diferentes ambientes no interior da planície costeira, como campos de dunas, planícies lagunares, terraços marinhos, planícies flúvio-lagunares, lagoas e lagunas costeiras, praias e planícies arenosas, estuários e manguezais, bem como rios meandrantes com canais inter-lagunares, pântanos alagadiços e turfeiras (Rocha, 2014). A baixada litorânea no sul do estado de Santa Catarina é rica em biótopos de solos arenosos e hidromórficos como as várzeas lagunares, brejosas, úmidas e fluviais, além daquelas em solos mais drenados (Veloso; Klein, 1963).

Esse mosaico de ecossistemas possui elevada fragilidade e relevância ambiental, marcados pela transição entre ambientes terrestres e marinhos (Lee *et al.*, 2006; Varnell; Evans, Havens, 2003). Eles fornecem serviços ecossistêmicos valiosos, incluindo regulação climática, apoio à formação e estabilização do solo (Brouwer; Vanek, 2004), recursos pesqueiros e vida selvagem (Gibbs, 2000; Lee *et al.*, 2006) e abundante oferta de subsistência, como recursos hídricos, turismo, serviços recreativos e culturais (Ballut-Dajud *et al.*, 2022).

Por influência do histórico de ocupação do litoral brasileiro e seguindo a tendência mundial da população em ocupar predominantemente áreas próximas ao litoral (Cohen; Small, 1998; IBGE, 2022; Lins de Barros, 2010; Skinner, 2020) a ZC encontra-se ambientalmente vulnerável (de Andrés; Barragán Muñoz; Scherer, 2018; Lins de Barros, 2010). Dados mais recentes do Censo Demográfico de 2022 revelam que 54,8 % da população brasileira (cerca de 111,28 milhões de pessoas) reside em setores censitários localizados até 150 km do litoral (IBGE, 2022). Em Santa Catarina, esse percentual é ainda mais elevado: 75,4 % da população estadual (aproximadamente 5,73 milhões de habitantes) vive na faixa litorânea (IBGE, 2022).

Não existe uma definição única e consistente para a ZC (Burke *et al*. 2001; Crossland *et al*., 2005; Nicholls; Small, 2002; WRI, 2000). As definições para delimitar as fronteiras espaciais da ZC variam de muito amplas (por exemplo, estendendo-se até os limites terrestres e marítimos das influências marinhas e terrestres) a altamente restritas (por exemplo, a linha costeira e as feições geomorfológicas adjacentes determinadas pela ação do mar na margem terrestre) (Crossland *et al*., 2005). Uma regra prática comum é incluir a área terrestre até 100 km da interface terra-mar (Burke *et al*. 2001; WRI, 2000). Embora isso seja conveniente para fins de mapeamento genérico e abranja a maior parte da área terrestre da ZC, não engloba totalmente as importantes bacias hidrográficas e seus processos. Estimativas recentes da população costeira e da exposição humana a riscos consideraram a “zona próxima à costa”

como incluindo a área terrestre contida a 100 m de altitude acima do nível do mar e a 100 km da linha costeira (Nicholls; Small, 2002).

O conceito e a delimitação da ZC têm variado muito ao longo do tempo, e isso decorre do objetivo do estudo, dos desafios impostos pela intensificação da ocupação humana, da degradação ambiental e da crescente complexidade socioespacial dessas áreas (de Andrés; Barragán Muñoz; Scherer, 2018). Tradicionalmente, os limites da ZC foram estabelecidos com base em critérios métricos e administrativos (Brasil, 1990), frequentemente desconsiderando os processos ecológicos e as dinâmicas sociais que efetivamente moldam essas regiões. Contudo, abordagens mais recentes têm enfatizado a necessidade de redefinir a ZC como um sistema socioecológico, cujos contornos devem refletir não apenas a proximidade física ao mar, mas, sobretudo, a coexistência entre unidades naturais e antrópicas que estão em permanente interação, considerando as dinâmicas entre os processos ecológicos e socioeconômicos que moldam o território (de Andrés; Barragán Muñoz, 2022; de Andrés; Barragán Muñoz; Scherer, 2018; Pizarro; de Andrés; Barragán Muñoz, 2024).

Com base nisso, de Andrés, Barragán Muñoz e Scherer (2018) propuseram uma concepção ampliada, na qual a ZC é entendida como um sistema dinâmico e integrado, formado por diferentes unidades geográficas, subdivididas em: faixa litorânea (*shoreland*), planalto costeiro (*coastal uplands*) e áreas de influência costeira (*coastal-influence lands*), para melhor refletir as características ecológicas, sociais e econômicas. A delimitação socioecológica, ao integrar critérios geográficos, ecológicos, socioeconômicos e administrativos, propicia avanços em direção a modelos de gestão baseados em ecossistemas (*Ecosystem-Based Management*), nos quais a conservação da biodiversidade e o bem-estar humano são concebidos de forma interdependente (de Andrés; Barragán Muñoz, 2022), conceito este que se alinha à Ecologia de Paisagem e que será adotado nesta tese.

2.2 COBERTURA VEGETAL NA PLANÍCIE QUATERNÁRIA DO SUL DO BRASIL

Toda a extensão da PCRS e parte do setor Sul da PCSC é formada por sistemas deposicionais lagunares isolados por cordões arenosos em função das flutuações do nível do mar ocorridas durante a última transgressão (Cancelli; Souza, Dehnhardt, 2011). Tais sistemas são constituídos por depósitos gerados em ambiente marinho raso, praial, eólico, lagunar e

aluvial (Silva *et al.*, 2010). Essas condições edáficas influenciaram e continuam influenciando o desenvolvimento da cobertura vegetal que existe atualmente na PCSC.

Nesta planície costeira encontram-se basicamente dois tipos de fitofisionomias, as Formações Pioneiras (FP) e a Floresta Ombrófila Densa (FOD) (IBGE, 2012). Na sequência Leste-Oeste, as FP são formadas por vegetação herbácea sobre dunas, campos arenosos (secos ou úmidos), banhados, juncais, sarandizais, maricazais e butiazais (IBGE, 2012). Já a FOD pode apresentar várias formações como, das Terras Baixas (05 a 30 m de altitude), que inclui as Florestas Sobre Solos Bem Drenados (Matas de Restinga), as Florestas ao Longo das Lagoas e as Florestas Sobre Solos Mal Drenados (Matas Brejosas ou Matas Paludosas) e; a FOD Submontana (> 30 m de altitude) (IBGE, 2012).

O conceito de FP é atribuído ao fato de nas planícies fluviais e ao redor de pântanos, lagunas e lagoas, assim como sobre as dunas, existir terrenos instáveis cobertos por uma vegetação em constante sucessão e de caráter edáfico, que ocupa terrenos que se rejuvenescem a cada nova deposição de areias marinhas nas praias e restingas. Também aluviões fluviomarinhos nas embocaduras dos rios e solos ribeirinhos aluviais e lacustres, formando um "complexo vegetacional edáfico de primeira ocupação" (IBGE, 2012).

Dentre as comunidades pioneiras existentes, a Restinga é uma delas. Os ambientes de Restinga são recentes na escala de tempo geológico, tendo idade de oito mil anos aproximadamente (Sampaio *et al.*, 2005). Sob a ótica ecológica, a Restinga pode ser definida como "um conjunto de ecossistemas costeiros com comunidades florísticas distintas, as quais colonizam terrenos arenosos, formando um complexo vegetacional edáfico e ocupam praias, dunas e depressões associadas, cordões arenosos, terraços e planícies (Falkenberg, 1999). Essas comunidades vegetais formam um complexo vegetacional edáfico e pioneiro, que depende mais da natureza do solo e de fatores ambientais ligados a proximidade marinha, do que do clima (Brasil, 1999).

Além da Restinga, há as comunidades aluviais que se desenvolvem a partir das cheias dos rios nas épocas chuvosas, bem como as fluviolacustres que se estendem às margens das lagoas (IBGE, 2012). Conforme a quantidade de água disponível no solo, essa vegetação pode ser caracterizada como pantanosa criptofítica (hidrófitos) até os terraços alagáveis temporariamente de terófitos, geófitos e caméfitos, onde, em muitas áreas, há ocorrência de gêneros da família Arecaceae (IBGE, 2012). Análises comprovaram que as espécies existentes

nas florestas arenosas e paludosas da Restinga são influenciadas pelas características dos solos e microtopográficas, ligadas à frequência de inundação (Mancino, 2014).

Também é característica de ambientes costeiros a existência de terrenos muito baixos, planos e úmidos ocupados por turfas ao redor de lagoas (Duarte, 1997). Nesse ambiente, a cobertura vegetal é composta por gramíneas e plantas do gênero *Sphagnum*.

Conforme o distanciamento do mar aumenta, aumenta também a riqueza, assim como a lenhosidade e a altura das espécies (Falkenberg, 1999). Essas características podem ser visualizadas na FOD das Terras Baixas, onde encontram-se diversas formações campestres como os capões-de-mata que marcam o avanço das comunidades arbóreas, característica natural dos processos dinâmicos florestais (Ferreira, 2006). Em altitudes mais elevadas, onde os solos são medianamente profundos, desenvolve-se a FOD Submontana composta por árvores de alto porte, palmeiras e lianas em maior quantidade (IBGE, 2012).

No sistema de transição entre as duas regiões fitoecológicas, FP e FOD, a vegetação tende a ser constituída por espécies arbóreas com diâmetros e alturas maiores que pode ser atribuído às características físico-químicas do solo, permitindo maior riqueza arbórea na FOD do que na FP em função, por exemplo da saturação hídrica (Assis *et al.*, 2011). Essas áreas são fundamentais para fins de conservação, pois propiciam contato ou convivência simultânea de espécies animais e vegetais e são importantes corredores para inúmeras populações animais (Falkenberg, 1999).

Apesar da importância ecológica dos remanescentes de vegetação nativa, como as FP e a FOD, a paisagem da ZCSSC05 reflete um histórico de intensa modificação antrópica, que resultou na substituição parcial ou total desses ambientes por atividades agrícolas, pastagens e ocupação urbana (Cohenca, 2016; Farias, 2000). Como consequência dessas conversões, grande parte da cobertura atual não representa mais a vegetação original, sendo constituída por formações secundárias em diferentes estágios de regeneração, que se estabelecem após o abandono do uso do solo e configuram novas expressões florísticas e estruturais no território (Teixeira *et al.*, 1986).

2.3 ÁREAS ÚMIDAS COSTEIRAS

As AU são responsáveis pelo fornecimento de muitos dos serviços ecossistêmicos no planeta (Mitsch *et al.*, 2015; Zedler, 2003). Dentre eles, destacam-se a recarga dos aquíferos

e do lençol freático; a retenção de sedimentos; a purificação da água; o fornecimento de água limpa; a dessedentação de animais silvestres e domésticos; a regulagem do microclima; a estocagem de carbono orgânico; a manutenção da biodiversidade; área para reprodução de espécies aquáticas; o fornecimento de produtos madeireiros e não madeireiros; a recreação e a moradia para populações tradicionais, por exemplo (Cunha; Piedade; Junk, 2015; Junk *et al.*, 2014).

Em função da singularidade e importância global desses ambientes, foi estabelecida em fevereiro de 1971 na cidade iraniana de Ramsar, a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, conhecida popularmente como Convenção de Ramsar (Brasil, 1996a). Inicialmente foi criada para proteger os habitats aquáticos visando a conservação de aves migratórias, mas ao longo do tempo ampliou-se o escopo para promover a conservação e uso sustentável de AU em geral e o bem-estar das populações humanas que delas dependem (Ramsar, 2013).

Este tratado intergovernamental estabelece marcos para ações nacionais e para a cooperação entre países com o objetivo de promover a conservação e o uso racional de AU no mundo. Essas ações estão fundamentadas no reconhecimento, pelos países signatários da Convenção, da importância ecológica e do valor social, econômico, cultural, científico e recreativo de tais áreas (Ramsar, 2013).

O Brasil incorporou a Convenção de Ramsar ao arcabouço legal em 1996, pela promulgação do Decreto nº 1.905/1996 (Brasil, 1996a), tornando-se um dos mais importantes signatários. Em razão das particularidades das AU existentes no território brasileiro, em 11 de junho de 2015 foi emitida pelo Comitê Nacional de Zonas Úmidas (CNZU) a Recomendação nº 7 (Brasil, 2015b) que as define como sendo "ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanente ou periodicamente inundados ou com solos encharcados; cujas águas podem ser doces, salobras ou salgadas com comunidades de plantas e animais adaptados à sua dinâmica hídrica" (Junk *et al.*, 2014).

O documento norteador de políticas públicas para as zonas úmidas do país foi publicado em 2018 a partir da Portaria nº 445 que dispõe sobre as estratégias de conservação e uso sustentável (Brasil, 2018b) e espera-se que essas estratégias sejam implementadas em parceria com instituições governamentais e com a sociedade em geral. Embora exista essa Portaria, ainda não há um marco legal federal amplo e específico que consolide a proteção das

áreas úmidas brasileiras como instrumento jurídico de conservação territorial. Essa lacuna normativa contribui para sua baixa incorporação em políticas públicas efetivas de conservação e planejamento territorial (Silva *et a*l., 2021).

Por apresentar grande extensão territorial, o Brasil possui variedade climática e vegetal que permitem a formação de vários tipos de AU e de biodiversidade associada (Cunha; Piedade; Junk, 2015). Na ZC, pode-se mencionar os banhados, também conhecidos como brejos ou pântanos, as lagoas de água doce, as lagoas de água salobra ou salgada sem influência marinha direta, as várzeas, as savanas e florestas inundadas (periódica ou temporariamente) e os campos inundados (Cunha; Piedade; Junk, 2015).

De acordo com Simioni e Guasselli (2017), o conceito de 'banhado' deve basear-se em aspectos como o tipo de solo, a geologia e a presença de macrófitas aquáticas, além de considerar a adaptação desses ecossistemas às oscilações do nível da água. Esses ambientes são ecologicamente importantes e ambientalmente sensíveis, especialmente frente às atividades antrópicas. Para os autores, o termo pode ser entendido como:

> "um tipo de Área Úmida que apresenta alta complexidade e grande diversidade de gradientes ambientais. Estes ecossistemas são caracterizados pela presença de: i) depósitos paludiais e turfas; ii) solos hidromórficos; e iii) presença de macrófitas aquáticas. São regulados pelos pulsos de inundação, permanecendo constante ou temporariamente inundados, com a presença de vegetação adaptada às flutuações do nível da água e uma biota característica".

Embora 20% do território brasileiro seja composto por AU (Cunha; Piedade; Junk, 2015), particularmente na região sul, segundo o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas, os dados de campo revelam que a riqueza de espécies vem diminuindo em função da redução das AU, com consequente aumento do isolamento e da variabilidade ambiental (Junk; Cunha, 2024). Para os autores, isso enfraquece o estabelecimento de políticas sólidas de conservação de espécies e de sustentabilidade ambiental nesses ambientes.

Várias comunidades, inclusive humanas, são altamente dependentes dos serviços ambientais proporcionados pelas AU, sendo diretamente afetadas pela degradação ocasionada nesses ambientes. As AU estão entre os ecossistemas mais ameaçados em todo o mundo principalmente devido ao aumento das atividades antrópicas e às mudanças climáticas (Asselen *et al.*, 2013), provocando perda de biodiversidade, fragmentação de habitats, inundações e secas (Kirwan; Megonigal, 2013). Estima-se que a alteração e a perda dessas áreas estejam ocorrendo de forma mais acelerada do que a dos demais ecossistemas (Davidson, 2014). No Brasil, o cenário se repete uma vez que esses ambientes estão em situação de risco com perda das

múltiplas funções e benefícios sociais e ecológicos pela falta de uma legislação pertinente e de um tratamento cientificamente adequado (Cunha; Piedade; Junk, 2015).

No estado de Santa Catarina, as AU são reconhecidas como ambientes naturais de relevante importância e são amparadas legalmente pelo Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro Lei nº 13.553, 2005 (Santa Catarina, 2005), regulamentada pelo Decreto nº 5.010/06 (Santa Catarina, 2006). No litoral do estado, as AU formam um mosaico composto por banhados, lagoas e matas associadas, além de inúmeras espécies de gramíneas, leguminosas e ciperáceas que dependem das condições de umidade para se manterem (Soriano-Sierra; Ribeiro, 2014).

Pereira (2022) destaca que aproximadamente 90% do rebaixamento do nível d'água em AU do município de Balneário Gaivota, integrante da ZCSSC05, tem origem antrópica e tem se intensificando a partir de 2010. As intervenções humanas, especialmente por meio da retificação de canais de drenagem, têm promovido a redução expressiva da lâmina d'água e impactado diretamente os ecossistemas associados, como as lagoas costeiras, que funcionam como reservas hídricas naturais e superficiais (Pereira; Zocche, 2025). Segundo projeções dos autores, esses corpos d'água vêm sofrendo sucessivas perdas de área ao longo das últimas décadas e, caso o cenário atual se mantenha, poderão atingir uma redução de mais de 50% de sua extensão original até 2050.

A ocupação urbana e rural existente nestas áreas gera alterações, quando não a extinção de habitats de espécies ou mesmo de ecossistemas (Bitencourt; Lalane; Rocha, 2011), principalmente quando há desinteresse, por parte do sistema público de gestão, pelas questões de cunho ambiental (Cohenca; Cataneo, 2023; Cohenca; Scherer; Vieira, 2017).

2.4 HISTÓRICO DE OCUPAÇÃO DA PLANÍCIE COSTEIRA SUL CATARINENSE

Os registros pré-históricos no estado de Santa Catarina apontam a existência de grupos indígenas como ocupantes do território antes mesmo da chegada dos portugueses ao continente americano, evidenciado pelos vestígios materiais deixados nos sítios arqueológicos de sambaquis e representações rupestres encontrados principalmente na região costeira (Prous, 1992). Estes antigos ocupantes escolhiam lugares para morar considerando principalmente a proximidade da água, os rios navegáveis, as terras férteis e as florestas (Prous, 1992).

O processo de colonização do litoral catarinense teve início com a chegada de imigrantes açorianos que se intensificou a partir da metade do século XVIII, ocupando o espaço geográfico da Ilha de Santa Catarina até a região de Laguna (Farias, 1998). Os núcleos originais organizaram-se em freguesias e vilas, cultivavam a mandioca, a farinha, o milho, o feijão, a melancia, árvores frutíferas e comercializavam pequenas quantidades de peixe seco, farinhas e aguardentes (Farias, 1998; Piazza, 1994). Os açorianos majoritariamente consolidaram a planície litorânea, criando freguesias como a de Araranguá (1848), São João do Sul (1891), Criciúma (1892), Sombrio (1914), Maracajá (1917), Jacinto Machado (1930), Içara (1933), Santa Rosa do Sul (1956), Passo de Torres (1964), dentre outros (Farias, 1998). Salienta-se que a evolução administrativa para a condição de município ocorreu de forma diferenciada para cada freguesia, décadas após.

Estimulados e financiados pelo governo, outros grupos europeus encontraram no território catarinense terras férteis e possibilidades de instalação de pequenas propriedades coloniais, culminando com a conversão da mata nativa em áreas com plantios de milho, trigo, mandioca e legumes, além da utilização da madeira nativa na construção das primeiras moradias (Piazza,1994).

Deste modo, pode-se afirmar que na região sul de Santa Catarina, os açores se estabeleceram na região litorânea e as porções mais interioranas foram marcadas pela vinda principalmente de imigrantes italianos, que vinham das colônias instaladas no norte catarinense em função do número excessivo desse grupo por lá para se instalarem nos ditos “vazios demográficos” mais ao sul, fundando a Colônia Azambuja na confluência do Rio Pedras Grandes com o Tubarão, em 1877 (Piazza, 1994; Tonetto; Ghizzo; Pirola, 2015). Conforme a vinda de novos imigrantes, formaram-se novas sedes, como Treze de Maio, Acioli de Vasconcelos, Criciúma, Urussanga, Nova Veneza, Araranguá e Turvo (Farias, 1998; Piazza, 1994).

O processo de industrialização promoveu mudanças sociais e econômicas, transformando rapidamente a paisagem cultural deixada pelos imigrantes frente ao crescimento econômico e industrial na região Norte catarinense e à pressão imobiliária no litoral (Piazza, 1994).

Entre 1851 e 1918, no litoral, a chegada das etnias ítalo-germânicas na condição de “habitantes temporários” dos balneários trouxe situações conflitantes ao homem litorâneo que praticava o uso sustentável dos recursos naturais existentes, pois dependia deles para a própria

sobrevivência (Farias, 1998; Farias, 2000). Esses novos ocupantes estabeleceram padrões culturais distintos daqueles firmados pelos açorianos, loteando áreas sem a mínima infraestrutura de saneamento básico que resultou na poluição do lençol freático, na destruição das AU, eliminando grande parte da fauna e da flora local (Farias, 2000).

A construção da BR 101, em 1967, facilitou a circulação de mercadorias e pessoas, provocando mudanças sem precedentes no litoral catarinense perante a presença de novas visões econômicas, culturais e de valores morais (Farias, 1998). Entre o final do século XX e início do século XXI foram identificados padrões de ocupação na ZCSSC05, como pequenas propriedades de agricultura familiar, grandes propriedades rurais de produção pecuária e florestal, áreas rurais com predomínio da rizicultura, loteamentos litorâneos e sedes urbanas (Cohenca, 2016).

Para favorecer o desenvolvimento rural, foi incluído como plano de incentivo o Programa Nacional de Aproveitamento Racional das Várzeas Irrigáveis (PROVÁRZEAS). Este programa, criado através do Decreto nº 86.146 de 1981 (Brasil, 1981), tinha como finalidade, promover o aproveitamento racional e gradativo de áreas de várzeas nacionais a nível de propriedade rural (Brasil, 1981). A partir do advento do PROVÁRZEAS, os impactos ambientais decorrentes da agricultura se intensificaram, principalmente devido a utilização de grandes quantidades de produtos químicos na rizicultura, intensa mecanização e aplainamentos do terreno de modo a formar canchas retangulares e homogêneas (Presa, 2011; Rosso, 2007).

Todas essas modificações provocaram perdas nos ecossistemas naturais existentes na ZCSSC05, como restingas, dunas, campos litorâneos, banhados, lagos costeiros, marismas e apicuns (Ferreira, 2006). Considerando o processo histórico, as tendências atuais e futura de ocupação dos ambientes costeiros são preocupantes. Lee *et al.* (2006) destacam que a intensificação da urbanização nas zonas costeiras acarreta pressões significativas sobre os recursos naturais, especialmente a água, comprometendo funções ecológicas essenciais das AU e colocando em risco a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos.

Atualmente, cerca de 50% da população brasileira vive em estados cujas capitais estão localizadas no litoral (Lins de Barros, 2021). Paralelamente, projeções indicam que até 2050 aproximadamente 50% das áreas lagunares costeiras do sul de Santa Catarina poderão desaparecer em função de intervenções antrópicas e da intensificação da degradação ambiental (Pereira; Zocche, 2025).

2.5 ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE

Tendo em vista a desenfreada ocupação dos mais variados ambientes brasileiros, percebeu-se a necessidade de preservar suas características naturais. Assim, a proteção legal dos ecossistemas naturais teve início em 1934, quando foi criado o Código Florestal (Borges; Rezende; Júnior, 2009). A partir disso, manter o ambiente ecologicamente equilibrado é um dever constitucionalmente garantido através de leis, decretos, resoluções, etc.

Atendendo os princípios da proteção do meio ambiente, novas versões do primeiro código florestal foram elaboradas e o que era considerado como "Florestas de Preservação Permanente" pelo Código Florestal Brasileiro de 1965 (Brasil, 1965) foi alterado para Área de Preservação Permanente pela Medida Provisória nº 2.166-67 de 2001 (Brasil, 2001). Para fins de esclarecimento técnico, o novo termo foi regulamentado pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) através da Resolução CONAMA nº 303 de 2002 (Brasil, 2002a) que estabeleceu os parâmetros, definições e limites das APP.

Segundo o Novo Código Florestal Brasileiro, entende-se por APP "área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas" (Brasil, 2012).

Com relação à delimitação dessas áreas, a Lei nº 12.651/2012 (Brasil, 2012) considera em seu art. 4º como APP, em zonas rurais ou urbanas:

> I - as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:
> a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;
> b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;
> c) 100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;
> d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;
> e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;
> II - as áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais, em faixa com largura mínima de:
> a) 100 (cem) metros, em zonas rurais, exceto para o corpo d'água com até 20 (vinte) hectares de superfície, cuja faixa marginal será de 50 (cinquenta) metros;
> b) 30 (trinta) metros, em zonas urbanas;
> III – as áreas no entorno dos reservatórios d'água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d'água naturais, na faixa definida na licença ambiental do empreendimento;

> IV - as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, no raio mínimo de 50 (cinquenta) metros;
> V - as encostas ou partes destas com declividade superior a 45º, equivalente a 100% (cem por cento) na linha de maior declive;
> VI - as restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues;
> VII - os manguezais, em toda a sua extensão;
> VIII - as bordas dos tabuleiros ou chapadas, até a linha de ruptura do relevo, em faixa nunca inferior a 100 (cem) metros em projeções horizontais;
> IX - no topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 (cem) metros e inclinação média maior que 25º, as áreas delimitadas a partir da curva de nível correspondente a 2/3 (dois terços) da altura mínima da elevação sempre em relação à base, sendo esta definida pelo plano horizontal determinado por planície ou espelho d'água adjacente ou, nos relevos ondulados, pela cota do ponto de sela mais próximo da elevação;
> X - as áreas em altitude superior a 1.800 (mil e oitocentos) metros, qualquer que seja a vegetação;
> XI - em veredas, a faixa marginal, em projeção horizontal, com largura mínima de 50 (cinquenta) metros, a partir do espaço permanentemente brejoso e encharcado.

Mesmo com a evolução do entendimento sobre a importância de preservar legalmente ecossistemas naturais brasileiros (Borges; Rezende; Júnior, 2009) e de ser o país que possui as normas mais rígidas no que diz respeito à proteção ambiental (Chiavari; Lopes, 2017), na prática, percebem-se falhas no cumprimento dos atos do poder público. Por exemplo, o reconhecimento da fragilidade dos ecossistemas de Restinga exposto na Resolução CONAMA nº 261/1999 (Brasil, 1999) não é suficiente para que seja de fato preservado/conservado visto que, atualmente, há baixa aplicação dos instrumentos de gestão costeira na maioria dos estados (Lins de Barros, 2021).

Talvez esse tratamento da legislação ocorra porque alguns atos do poder público produziram, historicamente, um efeito de flexibilização na ocupação de determinados espaços. Para Borges, Rezende e Júnior (2009), resoluções serviram de pretexto para a exploração do litoral brasileiro por atividades turísticas, a saber: o CONAMA deliberou a Resolução nº 341/2003 (Brasil, 2003), que regulou as atividades turísticas sustentáveis em dunas desprovidas de vegetação, considerando-as de interesse social. A referida resolução, embora tenha representado um marco de flexibilização à época, não está mais em vigor, tendo sido formalmente revogada pela Resolução CONAMA nº 488/2018 (Brasil, 2018c). Esta revogação ocorreu em função da entrada em vigor da Lei nº 12.651/2012 (Brasi, 2012), que estabeleceu novos parâmetros para as APPs, tornando obsoletas as disposições anteriores do CONAMA sobre a ocupação de dunas. Em contraste, a Resolução CONAMA nº 369/2006 (Brasil, 2006a) permanece em vigor, e seu conteúdo corrobora o argumento da flexibilização normativa, visto que possibilita a intervenção e a supressão de vegetação em APP para casos excepcionais de

utilidade pública, interesse social e de baixo impacto ambiental. Desta forma, esta resolução atua como um dos instrumentos legais que regulam e permitem, sob condições específicas, a modificação da cobertura vegetal em áreas legalmente protegidas.

Ainda, em 30 de dezembro de 2021, foi publicada a Lei Nacional n° 14.285 (Brasil, 2021), cuja vigência ocorreu de forma imediata, na qual atribuiu aos Municípios e ao Distrito Federal a prerrogativa de definir faixas marginais em APPs urbanas consolidadas, nas margens de cursos d'água naturais, distintas daquelas estabelecidas no Código Florestal de 2012. Definir faixas significa que a municipalidade tem o poder de ampliar, reduzir ou até mesmo manter as medidas designadas no referido código, de acordo com as peculiaridades locais. Em Santa Catarina foi expedida a Nota Técnica nº 004/2022 (FECAM, 2022) que estabelece as orientações para a elaboração do Diagnóstico Socioambiental, requisito para a definição das novas faixas marginais. Essas flexibilizações de cunho legal enfraquecem as ações de conservação ambiental.

2.6 CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

A partir da década de 1960, ecologistas perceberam que seus locais de pesquisa estavam desaparecendo e em 1978 reuniram-se para discutir temas como o desmatamento tropical, o desaparecimento de espécies e a erosão da diversidade genética (Soulé, 1985). A percepção sobre os problemas ambientais que surgiram após a Revolução Industrial fez com que agências governamentais e organizações privadas solicitassem aos biólogos da conservação respostas para a crise da perda da biodiversidade (Soulé, 1985).

Os esforços envolvendo vários pesquisadores colocaram em prática as bases teóricas que sustentam a Biologia da Conservação, como: a Teoria da Biogeografia de Ilhas proposta por MacArthur e Wilson (1967), onde em áreas isoladas há diminuição da interação entre as espécies da flora e da fauna e interfere ou inviabiliza a migração de diferentes espécies (genes, propágulos, indivíduos, organismos e populações) entre uma área e outra; a biologia das populações, bem como os preceitos de Ecologia de Paisagem que combina uma abordagem espacial dos geógrafos com uma abordagem funcional dos ecólogos (Naveh; Lieberman, 1994). A partir disso, ficou cientificamente reconhecida a importância vital que a natureza exerce sobre o planeta, regulando o clima e a temperatura (Seddon *et al*, 2021) e promovendo serviços ecossistêmicos (Joly *et al.*, 2019), por exemplo, dos quais todos dependem.

Nesse contexto, a biodiversidade se destaca como um dos pilares fundamentais da natureza. Esse termo passou por transformações conceituais importantes ao longo das últimas décadas, refletindo o amadurecimento das ciências ecológicas e a complexidade crescente dos desafios ambientais. Em 1992, a Convenção da Diversidade Biológica consolidou um marco global ao definir biodiversidade como a "variabilidade entre organismos vivos de todas as origens, incluindo, entre outros, os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos, e os complexos ecológicos de que fazem parte; incluindo a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas" (Brasil, 1994).

Essa formulação, ainda amplamente adotada, estabeleceu uma base legal e institucional para ações de conservação, mas se mostrou limitada frente às novas evidências científicas. Duas décadas depois, os estudos avançavam para além da contagem de espécies, e autores como Cardinale *et al.* (2012) propuseram uma ampliação do conceito ao relacioná-lo diretamente com o funcionamento dos ecossistemas. Esses pesquisadores demonstraram que a biodiversidade influencia processos ecológicos fundamentais, como produtividade primária, ciclo de nutrientes e estabilidade ecológica, sendo, portanto, peça-chave para a manutenção dos serviços ecossistêmicos e do bem-estar humano. No mesmo ano, Mace, Norris e Fitter (2012) argumentaram que a biodiversidade deveria ser entendida não apenas como um atributo ecológico, mas também como um conceito que incorpora valores culturais, éticos e utilitários, ampliando sua relevância para além das ciências naturais e destacando sua função estratégica no planejamento ambiental.

Nas últimas décadas muitos estudos focados na conservação da biodiversidade foram realizados na tentativa de alertar e desacelerar a perda da biodiversidade (Leal, 2016; Metzger, 2001; Safar; Magnago; Schaefer, 2020; Zucchi *et al.*, 2018). No Brasil, várias iniciativas foram criadas com intuito de conservação, como, por exemplo, a criação da Lei Federal nº 9.985/2000 (Brasil, 2000), que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) e tem como objetivo primário o de contribuir para a manutenção da diversidade biológica e dos recursos genéticos a partir da delimitação de espaços territoriais com características naturais relevantes, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção.

Posteriormente, a Lei nº 11.428/2006 (Brasil, 2006b) foi criada como forma de regulamentar o uso da floresta em consonância com o crescimento das cidades e o desenvolvimento sustentável. A Lei da Mata Atlântica, como é conhecida, estabelece diretrizes

específicas para a utilização das formações florestais nativas, abrangendo os remanescentes em estágio primário e as formações secundárias em estágio inicial, médio e avançado de regeneração, bem como as FP, como as restingas e os manguezais, localizadas tanto em áreas urbanas quanto em áreas rurais. A referida lei foi regulamentada pelo Decreto nº 6.660/2008 (Brasil, 2008), tornando a Mata Atlântica o bioma mais tutelado pelo ordenamento jurídico em comparação com os demais existentes no país (Rodrigues; Moreira; Freire, 2020).

Com o tempo, as pesquisas apontaram que proteger áreas remanescentes por si só e mantê-las isoladas não era suficiente para garantir o fluxo gênico entre populações e que muitas espécies viáveis poderiam se extinguir por não terem como se deslocar de um espaço para outro (Brito, 2012). Para tanto, era necessário ligar as UCs entre si de forma que contribuíssem para a manutenção dos processos ecológicos e evolutivos visando a manutenção da integridade biológica dos diferentes ecossistemas (Brito, 2012). Dessa forma, uma das estratégias para garantir tal conservação foi criar CEs para promover em escala de paisagem a conectividade estrutural e funcional e potencializar os processos ecológicos entre áreas protegidas.

O tema "corredores ecológicos" foi discutido inicialmente no Brasil em 1993 no intuito de proteger as florestas tropicais (Brito, 2012). O SNUC os define como instrumentos para promover a conexão entre UC por meio de porções de ecossistemas naturais ou seminaturais (Brasil, 2000). Seguindo diretrizes internacionais, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) e o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis adotaram o conceito de gestão biorregional, segundo o qual o CE é definido como "uma grande região, onde estão preservadas significativas extensões de áreas naturais, preferencialmente de forma contínua, diminuindo o isolamento entre os indivíduos de uma mesma espécie" (Brito, 2012). Dentro dessa concepção, destacam-se as áreas naturais mencionadas na Resolução CONAMA nº 9, de 24 de outubro de 1996 (Brasil, 1996b), que reconhece como CE as matas ciliares e suas faixas marginais legalmente estabelecidas, assim como os trechos de vegetação nativa remanescente que permitam a conexão entre fragmentos de habitat, especialmente entre UC e APP.

Contudo, em função do histórico de ocupação dos ambientes naturais, alguns autores ampliaram o conceito, incluindo a sustentabilidade, onde "corredores ecológicos são faixas de vegetação ou habitat nativo com utilidade para conectar remanescentes isolados, formando um mosaico com diferentes paisagens e usos da terra" (Ayres *et al.*, 2005; Fonseca

et al., 2004). A partir disso, há uma tendência em incluir atividades antrópicas nos limites de CEs uma vez que a ocupação humana está estabelecida em todos os ambientes, inclusive os protegidos por lei (Ferrari *et al.*, 2012; Leal *et al.*, 2019; Takahashi *et al.*, 2021). Também, embora o Brasil tenha um grande sistema de áreas protegidas, os impactos das mudanças climáticas sobre a diversidade biológica são reais e cada vez mais intensos e expandir essas áreas para incorporar espécies e regiões sub-representadas tornará o sistema mais robusto (Malecha; Vale; Manes, 2023).

No contexto brasileiro, os CE têm sido concebidos com ênfase quase exclusiva em áreas de vegetação florestal (Brasil, 2000; Brito, 2012; Oliveira *et al.*, 2015). Essa concepção, embora fundamental para a conservação da biodiversidade em ecossistemas florestais, apresenta limitações significativas quando aplicada a paisagens costeiras ou com predomínio de formações não florestais. Pereira e Cestaro (2016) observaram que muitos dos principais projetos institucionais de CE (especialmente os apoiados pelo governo federal ou organizações não governamentais de grande porte) priorizam remanescentes da Mata Atlântica com base em critérios espaciais como proximidade entre fragmentos, tamanho e grau de conservação, sem considerar a conectividade entre os mesmos.

Essa tendência também se verifica em biomas como o Cerrado, onde Morandi *et al.* (2020) aplicaram modelos para conectar UCs remanescentes. Ainda assim, a análise permanece focada em manchas florestais, negligenciando ecossistemas associados que são igualmente relevantes para a manutenção da biodiversidade e dos fluxos ecológicos (Overbeck *et al.*, 2015). Em paisagens litorâneas e fragmentadas, essa abordagem torna-se ainda mais restritiva. Ambientes costeiros abrigam uma variedade de ecossistemas de elevada importância ecológica e ambiental (como as AU e as formações de Restinga herbácea-arbustiva) que, apesar de não serem florestais, exercem papel essencial na provisão de serviços ecossistêmicos e na sustentação da biodiversidade (Rocha *et al.*, 2007).

Além disso, as AU costeiras (como banhados, lagoas e brejos) são frequentemente tratadas como “vazios ecológicos” nas modelagens de conectividade, mesmo sendo habitats críticos para diversas espécies, reguladores hidrológicos naturais e importantes filtros ecológicos (Junk; Cunha, 2024). No Brasil, os estudos de base conservacionista sobre essas áreas ainda são escassos, sobretudo na região Sul (Junk; Cunha, 2024), o que contribui para sua invisibilização na formulação de políticas públicas e na delimitação de corredores.

Estudos clássicos destacam que os CE têm sido discutidos sob diferentes perspectivas, especialmente quanto à sua efetividade em promover a conectividade funcional entre populações e habitats (Adriaensen *et al.*, 2003; McRae *et al.*, 2008). Conforme argumentam Bennett (2003), Tewksbury *et al.* (2002) e Hilty *et al.* (2020), os corredores devem ser concebidos como componentes funcionais da paisagem, que assegurem a continuidade ecológica entre fragmentos, promovendo a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. Essa funcionalidade está expressa no papel crucial da dispersão de propágulos vegetais (sementes, frutos, brotos) e gametas (como o pólen), elementos fundamentais para o fluxo gênico, a regeneração natural e a resiliência dos ecossistemas.

No entanto, análises mais recentes destacam a importância de planejar os CEs com base na conectividade estrutural e funcional da paisagem, ou seja, considerando tanto a disposição física dos elementos (remanescentes, manchas, matrizes e conectores) quanto os fluxos biológicos e ecológicos que ocorrem entre eles (Popescu; Tache; Petrisor, 2022). Essa condição reflete uma visão mais integrada da paisagem, fundamental para o fluxo gênico e a resiliência ecológica (Popescu; Tache; Petrisor, 2022).

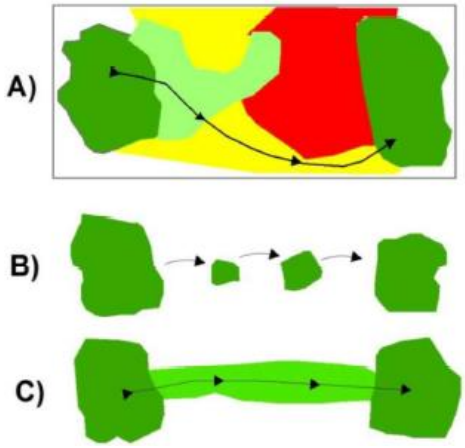
Forman (1995), um dos pioneiros e principais nomes da Ecologia de Paisagem, já reconhecia a multifuncionalidade dos CEs, apontando que esses elementos não se limitam apenas à conservação da biodiversidade, mas também cumprem importantes objetivos sociais, como a gestão de recursos hídricos, o fortalecimento da coesão cultural e comunitária, a oferta de espaços para recreação e o incremento da produtividade agroflorestal. Os corredores servem para aumentar as chances de sobrevivência de populações de diferentes espécies, possibilitam a recolonização com populações de espécies localmente reduzidas e, ainda, permitem a redução da pressão sobre o entorno das áreas protegidas (Arruda; Sá, 2004; Galinkin *et al.*, 2004).

A recolonização, por sua vez, está diretamente relacionada ao grau de conectividade na paisagem. Taylor *et al.* (1993) definiu conectividade como sendo a capacidade que a paisagem possui para facilitar a movimentação de indivíduos entre manchas de habitat. O deslocamento pela matriz difere muito de um grupo taxonômico para outro porque cada espécie percebe a paisagem de maneira diferente (Metzger, 2001). Por exemplo, a conectividade potencializa a movimentação das aves (Martensen; Pimentel; Metzger, 2008) e a manutenção dos pequenos mamíferos (Pardini *et al.*, 2005). Ainda, a conectividade pode ser "estrutural" ou "funcional", onde a primeira está relacionada às características físicas da paisagem (topografia, hidrologia, cobertura vegetal, padrões de uso da terra) que permitem o movimento, enquanto

que a segunda descreve como os genes são propagados ou os indivíduos e populações percorrem a paisagem (Rudnick *et al.*, 2012). Nesse sentido, a teoria da percolação, proposta por Stauffer e Aharony (1994), tem sido amplamente utilizada na Ecologia de Paisagem como modelo conceitual para compreender a formação de redes contínuas a partir de conexões locais entre elementos da paisagem.

Para ilustrar os principais modelos de manejo da paisagem aplicados à promoção da conectividade, a Figura 2 apresenta esquemas conceituais que representam diferentes estratégias de organização espacial voltadas à conservação da biodiversidade em ambientes fragmentados (Pereira; Cestaro, 2016).

Figura 2 - Representação esquemática de modelos de manejo de paisagens para promover a conectividade



Fonte: Adaptado de Pereira e Cestaro (2016).

O exemplo "A" representa o estabelecimento da conectividade por meio da gestão de mosaicos, onde a matriz circundante não possui dinâmica que interfira no fluxo entre fragmentos. Os exemplos "B" e "C" simulam o funcionamento de CE, onde em "B" há a manutenção de fragmentos próximos, que permitem o deslocamento entre remanescentes, atuando como trampolins ecológicos. Esse tipo de corredor é denominado de *stepping stone* e é adequado para espécies que são capazes de fazer movimentos curtos, através de ambientes perturbados. Em "C", o CE fornece conexão de forma contínua, que pode acontecer, por exemplo, através da vegetação ao longo de rios ou por meio de processos antrópicos, tais como: o plantio ou replantio em forma de quebra-ventos, que são bastante recorrentes no desenvolvimento de determinadas culturas agrícolas.

Considerando que os usos da terra compõem a matriz predominante em muitas paisagens, é evidente que estratégias exclusivamente voltadas à conservação não são suficientes para garantir a funcionalidade ecológica, sobretudo em ambientes altamente fragmentados (Fahrig, 2003; Forman, 1995). Andrén (1994) identificou que a intensificação dos efeitos da fragmentação tende a ocorrer quando a cobertura de habitat cai abaixo de aproximadamente 30%. Esse limiar, contudo, não é absoluto, mas uma média crítica derivada de evidências empíricas. Neste cenário, as populações se tornam mais vulneráveis à extinção local, uma vez que o fluxo gênico, a dispersão e a recolonização são comprometidos. Evidências recentes indicam que, em paisagens altamente fragmentadas da Mata Atlântica, a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos essenciais depende de um limiar mínimo de aproximadamente 30% de cobertura vegetal nativa (Banks-Leite *et al.*, 2014).

Nesse sentido, a legislação ambiental brasileira, considerada uma das mais robustas do mundo (Scarano; Ceotto, 2015), estabelece instrumentos importantes como as APPs e as Reservas Legais, que, se plenamente implementados, poderiam elevar a cobertura nativa para patamares acima desse limiar em muitas regiões do bioma Mata Atlântica (Rezende *et al.*, 2018), assim como nos demais. Entretanto, dada a distribuição desigual da vegetação, algumas paisagens exigem iniciativas adicionais, como de restauração florestal (Rodrigues *et al.*, 2011) e refaunação (Galetti *et al.*, 2017) alinhadas a estratégias de conectividade, fundamentais para reduzir a fragmentação.

A restauração ecológica tem sido amplamente discutida como uma ação complementar às iniciativas de conservação, mas principalmente em áreas florestais (Brancalion; Gandolfi; Rodrigues, 2015; Gómez-Aparicio *et al.*, 2004; Metzger, 2006; Reis *et al.*, 2014; Trentin *et al.*, 2018). Segundo a *Society for Ecological Restoration*, a restauração ecológica é definida como "o processo intencional de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído". Em sua formulação mais recente, esse conceito foi ampliado para integrar a restauração como parte de um conjunto mais abrangente de práticas de manejo, voltadas à conservação e, quando apropriado, ao uso sustentável de ecossistemas nativos (Gann *et al*., 2019).

Outra estratégia fundamental para subsidiar ações de conservação da biodiversidade é por meio da identificação de áreas prioritárias para a conservação. Os primeiros procedimentos de priorização emergiram em abordagens de viés funcional (centradas em

espécies-alvo, avaliação de viabilidade populacional e em análises de lacunas) que antecederam o desenvolvimento do Planejamento Sistemático da Conservação (Margules; Pressey, 2000).

No Brasil, a identificação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade foi instituída pelo MMA inicialmente por meio da Portaria nº 126/2004 (Brasil, 2004) com atualizações posteriores (Brasil, 2023a). Esse processo teve início a partir da Rio-92, quando o Brasil se comprometeu com políticas nacionais de biodiversidade. Em 1998, o MMA realizou a primeira oficina para identificar áreas prioritárias para a conservação, resultando no Mapa de Áreas Prioritárias para Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade (Brasil, 2002b), posteriormente revisado em 2007, e atualizado em 2018, consolidando-se como referência para políticas públicas, criação de UCs e cumprimento de metas nacionais de biodiversidade (Brasil, 2023b).

Analisando projetos institucionais para a criação de CE na Mata Atlântica, Pereira e Cestaro (2016) verificaram que os critérios utilizados indicam áreas prioritárias para conservação, mas sua contribuição é insuficiente no que tange à conexão dessas áreas, pois não elucidam satisfatoriamente como a conectividade entre as mesmas deve ser restabelecida.

Estudos recentes utilizam métodos que incluem modelagem de distribuição de espécies e habitat (Lin *et al.*, 2023) e planejamento integrado de conservação e restauração para maximizar múltiplos serviços ecossistêmicos (Mu *et al.*, 2022). Também a incorporação da teoria da percolação para interpretar limiares críticos de conectividade (Stauffer; Aharony, 1994), estudos sobre limiares de habitat (Andrén, 1994) e a adoção da teoria dos grafos para avaliar importância de fragmentos e corredores (Bunn *et al.*, 2000; Urban; Keitt, 2001). Além disso, métodos estruturais clássicos como o *Fragstats* (McGarigal; Marks, 1995), *Morphological Spatial Pattern Analysis* (Vogt *et al.*, 2007) e o *Conefor* (Saura; Pascual-Hortal, 2007), consolidaram-se como ferramentas amplamente utilizadas para avaliar composição, configuração e conectividade da paisagem. A literatura recente tem destacado a importância de empregar abordagens multiescalares e critérios biofísicos no planejamento da conservação da biodiversidade em paisagens dinâmicas, com ênfase na integração entre diferentes dimensões espaciais e ecológicas (Martínez-Richart *et al.*, 2025).

Por fim, debates sobre unidades de análise e escala (Marceau; Hay, 1999) conduziram ao uso de unidades regulares, como os hexágonos. Segundo Birch, Oom e Beecham (2007), os hexágonos minimizam os efeitos de borda devido ao seu menor índice de área-

perímetro em comparação com outras figuras regulares, sendo especialmente adequados para análises de conectividade da paisagem.

A literatura reconhece que todo modelo ecológico implica simplificações, devendo ser analisado de forma crítica em relação a seus limites e pressupostos. Box (1976) ressaltou que a utilidade de um modelo está em sua capacidade de oferecer representações parciais, porém informativas, que orientam a interpretação científica e o planejamento ambiental. Nesse contexto, estudos recentes reforçam a necessidade de autocrítica metodológica e da escolha adequada da escala de análise. Martínez-Richart *et al.* (2025) evidenciam lacunas relacionadas à conectividade estrutural e funcional, sobretudo pela escassez de investigações em escala local, enquanto Giakoumi *et al.* (2025) destacam a importância de explicitar parâmetros, limiares e penalidades adotadas, sob pena de mascarar padrões relevantes em contextos específicos.

Além disso, a integração entre o conhecimento científico e a gestão ambiental tem sido apontada como um dos principais desafios para a efetividade das políticas de conservação. No âmbito das políticas e agendas internacionais voltadas à conservação ambiental e ao planejamento territorial sustentável, destaca-se a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, proposta pela Organização das Nações Unidas, que estabelece os ODS como diretrizes globais para a promoção de sociedades ambientalmente sustentáveis. Entre esses objetivos, destacam-se o ODS 6 – Água Potável e Saneamento, que inclui a proteção de ecossistemas associados aos recursos hídricos; o ODS 11 – Cidades e Comunidades Sustentáveis, que enfatiza a necessidade de planejamento territorial integrado e sustentável, e o ODS 15 – Vida Terrestre, que visa proteger, restaurar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres. Nesse contexto, abordagens baseadas na Ecologia da Paisagem e na organização espacial dos ambientes naturais podem contribuir para o avanço dessas metas ao subsidiar estratégias de conservação e gestão territorial em paisagens sob intensa pressão antrópica.

Embora os avanços teóricos e metodológicos da ciência da conservação sejam significativos, sua aplicação prática ainda é limitada, em grande parte pela falta de diálogo entre pesquisadores e gestores públicos (Maas; Toomey; Loyola, 2019). Essa desconexão reforça a necessidade de promover abordagens mais acessíveis, colaborativas e orientadas à tomada de decisão, capazes de traduzir o conhecimento científico em instrumentos aplicáveis de planejamento e manejo ambiental.

Com o avanço das geotecnologias (SR e SIG) nas últimas décadas do século XX, ampliou-se a capacidade de realizar análises estruturais de paisagem, consolidando abordagens que passaram a nortear a Ecologia de Paisagem aplicada à conservação, incluindo restauração como medida complementar.

2.7 ECOLOGIA DE PAISAGEM

O termo científico "paisagem" foi inicialmente definido pelo geógrafo alemão Alexander von Humboldt, no início do século XIX, como "o carácter total de uma região". Desde então, o conceito evoluiu para incorporar elementos constitutivos mais amplos, transcendendo a perspectiva geográfica e integrando aspectos ecológicos, sociais e perceptivos. Assim, Forman e Godron (1986) conceituaram paisagem como "uma área de terra heterogênea composta por um aglomerado de ecossistemas em interação que se repete de forma semelhante". Naveh (2000), por sua vez, definiu-a como "paisagens tratadas em sua totalidade como entidades físicas, ecológicas e geográficas, integrando todos os padrões e processos naturais e humanos".

Essas diferentes concepções refletem duas grandes correntes dentro da Ecologia de Paisagem: uma, de origem europeia, consolidada a partir da metade do século XX, com ênfase no espaço geográfico, na dimensão cultural da paisagem e no ordenamento territorial; e outra, mais recente, desenvolvida no final do século XX, cuja base está na ecologia dos ecossistemas, no uso de modelagens e análises espaciais, priorizando a conservação da biodiversidade e o manejo ambiental (Naveh; Lieberman, 1994).

Complementando essa perspectiva evolutiva, Kirchhoff, Trepl e Vicenzotti (2013) propuseram uma sistematização em seis concepções distintas da Ecologia de Paisagem. Essas concepções incluem desde visões eminentemente estruturais, que compreendem a paisagem a partir da configuração, da forma e do arranjo espacial dos elementos, até abordagens funcionais e perceptivas, nas quais a paisagem é interpretada como sistema ecológico funcional, espaço percebido pelos sentidos ou ambiente culturalmente construído.

Para Metzger (2001), a paisagem não pode ser definida de forma universal, sem considerar a lente ou o filtro do observador, pois pintores, geógrafos, geólogos, arquitetos e ecólogos têm interpretações individuais do que é uma paisagem, embora todos tenham a mesma noção de "espaço", de "amplitude" do qual ela representa. Com esse intuito, o mesmo autor

propõe uma definição sobre paisagem que integra o espaço geográfico, a funcionalidade ecológica, a percepção do observador e o objeto de estudo, assim dizendo: “um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação” (Metzger, 2001).

O contexto histórico apresentado reforça a propriedade básica de paisagem, a de ser heterogênea; assim como, o termo “observador” proposto por Metzger (2001) se refere não só ao componente humano, mas também às mais diversas espécies animais que exploram determinado ambiente. A percepção de cada espécie sobre o ambiente que explora lhe informa o que é a paisagem. Portanto, o conceito é polissêmico (Cavalheiro, 2004), tanto no que diz respeito à observação humana quanto não humana.

Enquanto disciplina, a Ecologia de Paisagem abrange um amplo espectro de pontos de vista, teorias e metodologias, mas ainda pode ser compreendida como “o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas interativos” (Forman; Godron, 1986). Segundo estes autores, a estrutura da paisagem é formada pela matriz, pelas manchas e pelos corredores, a função refere-se às interações entre esses elementos e a dinâmica às alterações estruturais e funcionais ao longo do tempo. Para refinar essa conceituação, Turner, Gardner e O’neill (2001) enfatizam que a estrutura pode ser descrita em termos de composição: a quantidade e diversidade dos tipos de cobertura ou uso do solo; e a configuração: o padrão espacial desses elementos, incluindo sua distribuição, forma e conectividade estrutural. Essa perspectiva é particularmente relevante porque a organização espacial dos elementos da paisagem influencia diretamente processos relacionados à formação de padrões contínuos ou descontínuos de habitat, que podem ser analisados a partir do conceito de limiar de percolação (Stauffer; Aharony, 1994), bem como às discussões sobre os efeitos da perda e fragmentação do habitat na biodiversidade (Andrén, 1994; Fahrig, 2003).

O histórico de ocupação humana levou a alterações na paisagem que resultaram em perdas de habitat naturais com consequente fragmentação (Fahrig, 2003; Forman, 1995; Jackson; Fahrig, 2013; Sacco *et al.*, 2015; Smith *et al.*, 2009). A fragmentação do habitat ocorre quando uma área extensa e contínua de vegetação é subdividida em porções menores, separadas entre si por uma matriz distinta e geralmente hostil ao deslocamento das espécies (Fahrig, 2003; Forman, 1995; Jackson; Fahrig, 2013).

Essa fragmentação pode ser causada tanto por eventos naturais, como inundações, avalanches e movimentos de massa (Lang; Blaschke, 2009), quanto por ações antrópicas, como a exploração florestal, queimadas, mineração, expansão agropecuária, crescimento urbano desordenado e o turismo desregulado (Constantino *et al.*, 2003). Outras intervenções, como alterações em cursos d'água e o rebaixamento do lençol freático, também contribuem para o processo (Fiszon *et al.*, 2003; Périco; Cemin; Mohr, 2012). Além disso, mudanças legislativas, como a flexibilização do Código Florestal Brasileiro, podem agravar a fragmentação ao favorecer a conversão de habitats em áreas agrícolas (Metzger, 2010), elevando os riscos à biodiversidade e à estabilidade ecológica (Olifiers; Cerqueira, 2006).

Essas alterações diminuem a quantidade de áreas-núcleo para as espécies e aumentam as áreas de borda (Fahrig, 2003; Forman, 1995; Jackson; Fahrig, 2013; Smith *et al.*, 2009; Villard; Metzger, 2013) e evidenciam a heterogeneidade da paisagem uma vez que promovem a formação e a composição de manchas de diferentes tamanhos (Lang; Blaschke, 2009). Esse cenário pode influenciar na redução do fluxo gênico, principalmente em espécies com capacidade de dispersão limitada (Haddad *et al.*, 2015).

A maneira como um habitat específico está distribuído na paisagem, ou seja, o grau de isolamento das manchas; o tamanho e a forma delas, se possuem áreas-núcleo mais amplas ou se as bordas são mais evidentes em função dos recortes nas manchas; e, se é cercada por áreas abertas influenciam na capacidade de dispersão específica e individual (Fahrig, 2003), e, portanto, interferem no processo de colonização de novos ambientes.

A conectividade estrutural da paisagem é um aspecto fundamental para o planejamento territorial, especialmente em contextos de ocupação antrópica intensiva. Nesse contexto, elementos lineares como cursos d'água e sua vegetação ripária desempenham papel crucial na manutenção da conectividade (Metzger, 2010), atuando como corredores naturais que favorecem a movimentação da fauna e a dispersão de propágulos. Entre os elementos estruturantes, os corredores possuem papel estratégico, sendo formações lineares que podem ser de origem natural, como cursos d'água e sua vegetação ripária, ou antrópica, como estradas e linhas de transmissão (Forman; Godron, 1986). Esses corredores atuam de maneira multifuncional: como habitat, condutor, filtro, fonte e sumidouro de organismos e recursos (Forman, 1995), favorecendo a conectividade em paisagens fragmentadas.

Além dos corredores lineares, elementos pontuais como os "*stepping stones*" (pequenos fragmentos vegetados distribuídos entre áreas-núcleo) contribuem para reduzir o

isolamento e promover a coesão da paisagem, sendo particularmente relevantes para grupos como aves e morcegos (Barros; Bisaggio; Borges, 2006; Uezu; Beyer; Metzger, 2008).

Essas características da paisagem podem ser observadas, descritas e quantificadas a partir do entendimento da dinâmica ocorrida ao longo do tempo (Lang; Blaschke, 2009) e sua influência nos padrões de fragmentação, isolamento e conectividade (Pellegrino *et al.*, 2006). O cálculo de métricas da paisagem se consolidou nas últimas décadas como ferramenta essencial para descrever os padrões espaciais da estrutura da paisagem (Leal, 2016; Longo *et al.*, 2024; McGarigal; Cushman; Ene, 2023; Metzger, 2012; Müller; Oliveira, 2020; Ribeiro *et al.*, 2009), sendo amplamente utilizado para avaliar sua influência sobre os processos ecológicos em ambientes naturais e antropizados.

A aplicação de técnicas de análise da paisagem baseadas em métricas foi fortemente influenciada pelas facilidades de análise a partir da obtenção de imagens orbitais (Metzger, 2001). Os estudos de Ecologia de Paisagem têm sido facilitados, com maior precisão e em múltiplas escalas, à medida que as geotecnologias se tornaram amplamente disponíveis e passaram a ser aprimoradas (Kowe; Shoko; Jerie, 2023).

2.8 O USO DE GEOTECNOLOGIAS EM ANÁLISES AMBIENTAIS

É crescente a demanda por soluções ambientais em face da complexidade que toma proporções cada vez maiores. Como forma de representar o espaço físico em escala compatível ao campo de visão humana e aperfeiçoar as análises ambientais, intensificou-se e ampliou-se o uso das geotecnologias. Entende-se por este termo “o conjunto de tecnologias para coleta, processamento, análise e oferta de informações com referência geográfica, compostas por ferramentas robustas para apoio à tomada de decisões” (Rosa, 2005). Mendes (2019) menciona algumas dessas ferramentas, como o SR e os SIG.

O desenvolvimento de pesquisas geoespaciais utiliza coleções de dados georreferenciados que são tratados em ambiente SIG. Os avanços tecnológicos resultaram na criação rápida de novos sensores e *hardwares* em que a pesquisa algorítmica e os *softwares* geralmente não conseguem acompanhar. Isso leva à necessidade de novos métodos, geralmente chamados de *Data Analytics*, que devem fornecer soluções para os desafios do *Big Data* em um ambiente computacional em nuvem (Toth; Jóźków, 2016).

O processamento de grandes conjuntos de dados em nuvem e o aprendizado de máquina aparecem como alternativas viáveis para a análise e o monitoramento geoespacial. Dessa forma, o *Google Earth Engine* (*GEE*) mostra-se uma plataforma ideal por ser baseada em nuvem, ter em seu catálogo dados da *National Aeronautics and Space Administration*, da *Unidet State Geological Survey* (*USGS*), da *National Oceanic and Atmospheric Administration* e da *European Space Agency* que possibilita análises em escala planetária, além de dispor gratuitamente o acesso a recursos computacionais de alto desempenho para processamento de grandes quantidades de dados geoespaciais (Gorelick *et al.*, 2017).

Na plataforma *GEE* é possível pesquisar temas como desmatamento, seca, desastres, doenças, segurança alimentar, gestão de água, monitoramento climático e proteção ambiental. O *GEE* não se restringe ao acesso de cientistas, seus conjuntos de dados são disponibilizados a todos aqueles que se interessam pelos desafios da sociedade que utiliza diariamente os recursos da Terra, tornando mais acessível o gerenciamento do meio ambiente (Gorelick *et al.*, 2017).

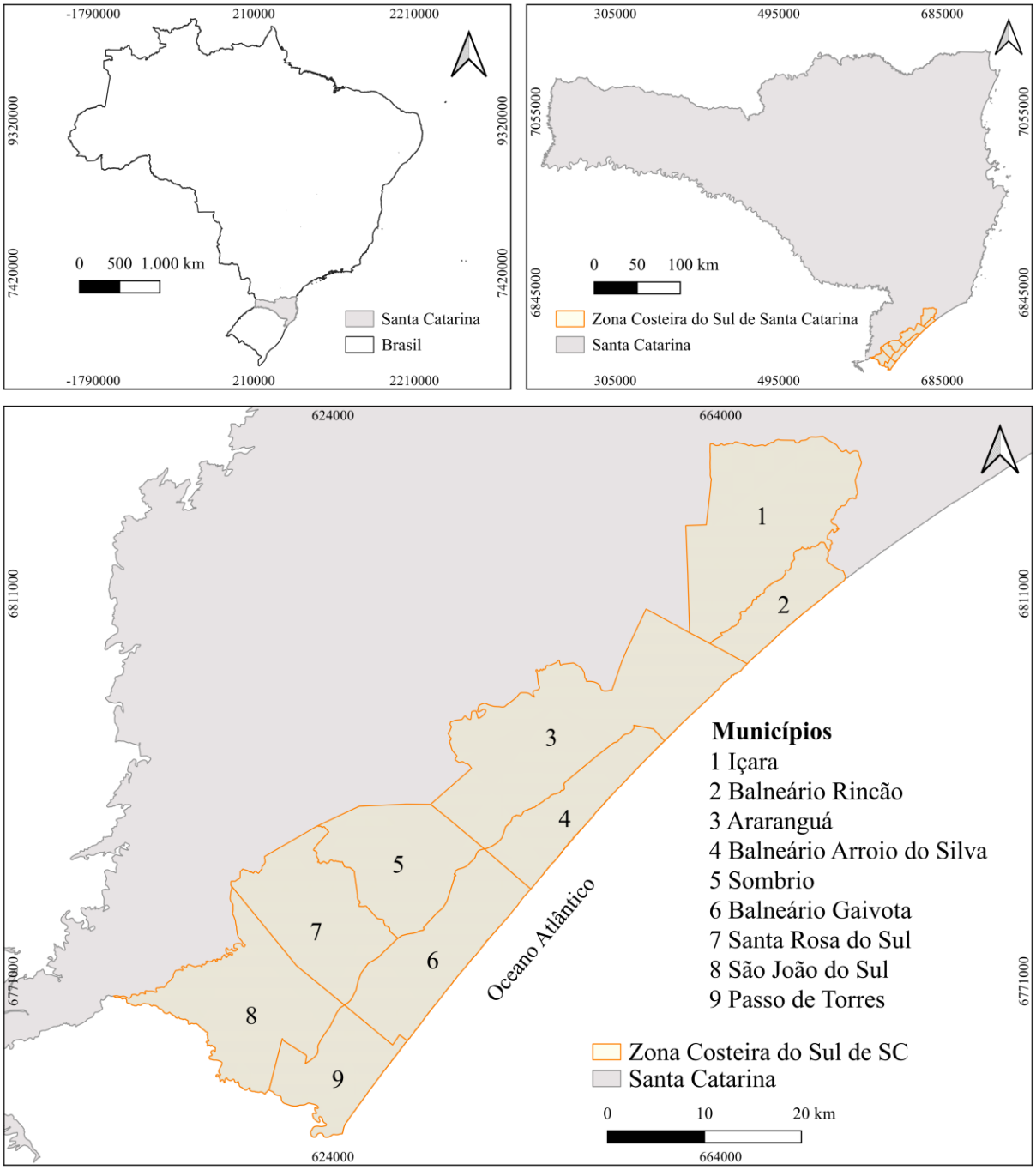
O campo das análises ambientais que utilizam geotecnologias é vasto. A aplicabilidade vai desde mapeamento de habitats para efeitos de conservação de espécies (Ferraz; Vettorazzi, 2003; Leal *et al.*, 2019), apoio ao licenciamento ambiental (Iwata; Ferreira; Oliveira, 2020) até sustentabilidade no agronegócio, a partir da avaliação de problemas ambientais que afetam as áreas de produção alimentícia (Dal Moro *et al.*, 2023).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A ZC de Santa Catarina é subdividida em cinco setores pelo Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro, abrangendo 36 municípios (Santa Catarina, 2010). Este estudo foi desenvolvido no Setor 05, correspondente à porção sul da ZC, definida nesta tese como macro-área de estudo (Santa Catarina, 2017). Essa macro-área engloba os territórios dos municípios de Içara, Balneário Rincão, Araranguá, Balneário Arroio do Silva, Sombrio, Balneário Gaivota, Santa Rosa do Sul, São João do Sul e Passo de Torres. Juntos abrangem a área de 1.407,72 km² (IBGE, 2022), somam 77 km de extensão da linha de costa no sentido norte-sul, variando entre 07 e 28 km de largura no sentido leste-oeste, aproximadamente (Figura 3).

Figura 3 - Localização geográfica dos nove municípios que compõem a área de estudo, situada na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), Brasil



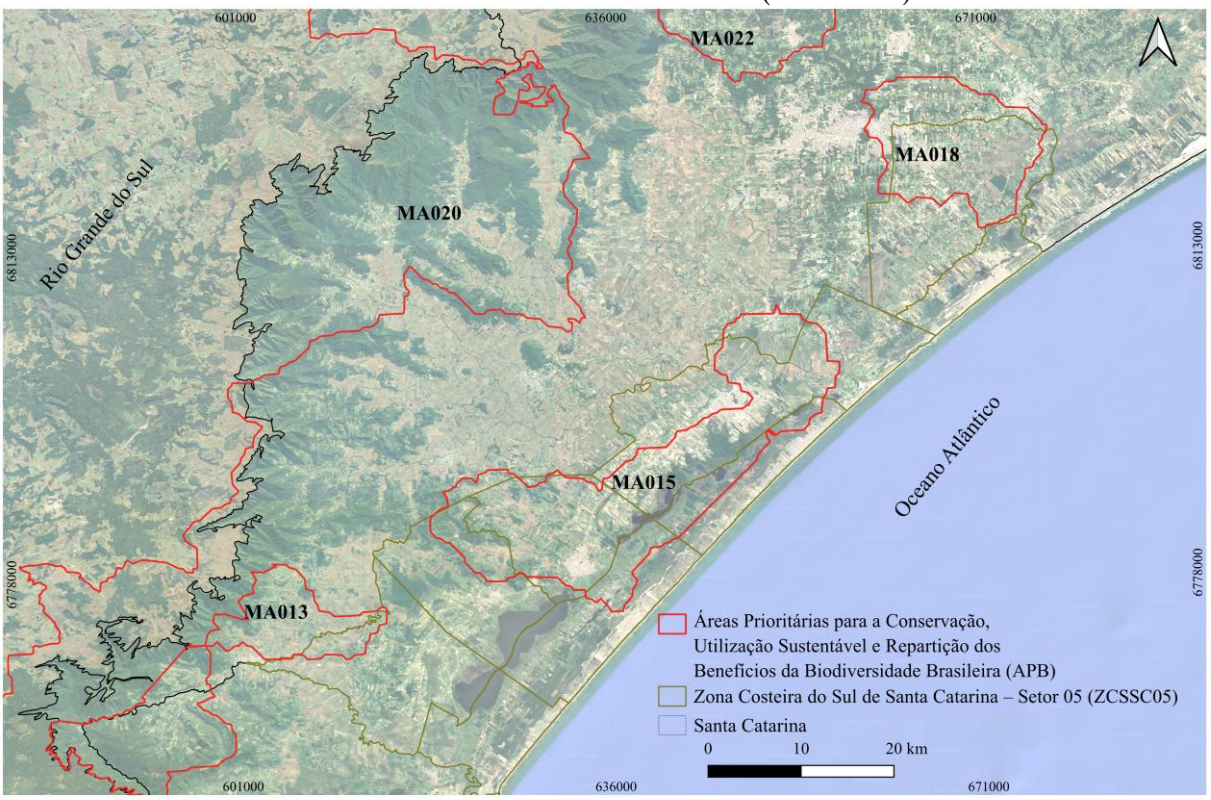
Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM; Meridiano de Referência 51º W - Fuso 22 S; Datum Horizontal - SIRGAS 2000; Fontes de Dados: IBGE (2022). Elaboração do Mapa: Cristiane Scussel

Fonte: Da autora.

A escolha da área teve por base a distribuição das Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira, (APB), apontadas pelo MMA na última atualização de 2018 (Brasil, 2023a). Essas áreas

incluem polígonos situados no sul do estado de Santa Catarina, abrangendo parte da ZCSSC05. Os mesmos foram intitulados por meio de letras e números, onde as letras simbolizam o bioma e os números simbolizam os códigos das áreas. Na ZCSSC05 há três polígonos delimitados, inseridos parcialmente em função de seus limites de área: Mata Atlântica 013 (MA013); Mata Atlântica 015 (MA015) e Mata Atlântica 018 (MA018) (Figura 4).

Figura 4 - Localização geográfica dos polígonos das Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira (APB) delimitados pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) que estão inseridos na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM; Meridiano de Referência 51º W - Fuso 22 S; Datum Horizontal - SIRGAS 2000; Documentação: IBGE (2022); Brasil (2018); Elaboração do Mapa: Cristiane Scussel

Fonte: Da autora.

As APBs são um instrumento de política pública que visa à tomada de decisão sobre planejamento e implementação de medidas adequadas à conservação, à recuperação e ao uso sustentável de ecossistemas (Brasil, 2023a). As APBs presentes na ZCSSC05 estão enquadradas em níveis altos de prioridade para a conservação da biodiversidade, conforme caracteriza o MMA (Tabela 1).

Tabela 1 - Descrição das Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira (APB) do Bioma Mata Atlântica contidas na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) com informações sobre a importância biológica, a prioridade de ação, bem como as ações recomendadas

Característica	Área Prioritária		
	MA013	MA015	MA018
Importância biológica	Extremamente Alta	Muito Alta	Extremamente Alta
Prioridade de ação	Muito Alta	Alta	Muito Alta
Ação prioritária	Principal: Gestão integrada e participativa de áreas protegidas. Corredores ecológicos e territórios de povos e comunidades tradicionais. Detalhamento: Corredor ecológico (de acordo com o SNUC); Mosaico; Integração com Territórios de Povos e Comunidades Tradicionais. Secundária: Criação e fortalecimento de instrumentos de gestão territorial; Criação de Unidades de Conservação.	Principal: Limitação/Regularização de atividades degradantes. Detalhamento: Regularização da extração de recursos minerais, supressão da vegetação nativa, queimadas e pesca; Controle da poluição; Regularização ambiental de imóveis rurais (CAR e PRA) – Adequação; Implementação de medidas de saneamento. Secundária: Fiscalização e controle de atividades ilegais (desmatamento, caça, pesca predatória); Criação de Unidades de Conservação.	Principal: Limitação/Regularização de atividades degradantes. Detalhamento: Regularização da extração de recursos minerais, supressão da vegetação nativa, queimadas e pesca; Controle da poluição; Regularização ambiental de imóveis rurais (CAR e PRA) – Adequação; Implementação de medidas de saneamento. Secundária: Recuperação de áreas degradadas; Biodiversidade e habitats críticos.

Fonte: Adaptado de Brasil (2024).

3.2 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.2.1 Clima

A altitude define os padrões climáticos no estado de Santa Catarina. Visto que a área de estudo se encontra na planície costeira, o clima é do tipo Cfa, de acordo com a classificação climática de Köeppen, sendo subtropical úmido, sem estação seca definida e com verões quentes (Alvares *et al.*, 2013). Com relação à temperatura média anual, a mesma varia entre 17 e 19,3 ºC, onde em janeiro as médias mais quentes ficam entre 23,4 e 25,9 ºC e em julho tendem a ser mais frias ficando entre 12 e 15 ºC (Alvares *et al.*, 2013). A precipitação

anual varia de 1200 a 1600 mm (Back, 2020), com chuvas bem distribuídas ao longo do ano (Alvares *et al.*, 2013).

O transporte de partículas e a modelagem das paisagens litorâneas são fortemente influenciados pela ação dos ventos (Rockett *et al.*, 2017), influenciando tanto as atividades antrópicas quanto as da fauna e flora (Ponciano; Back, 2022). Na ZCSSC05, embora o vento seja um fator relevante para a dinâmica sedimentar, ainda há carência de estudos para algumas regiões de Santa Catarina (Wahrlich *et al.*, 2018). Dados do Instituto Nacional de Meteorologia medidos no Farol de Santa Marta, no município de Laguna/SC, entre 2008 e 2021, indicam velocidades médias mensais entre 5,8 m s^{-1} e 7,9 m s^{-1}, com direções predominantes de nordeste e sudoeste, o que reforça seu papel na movimentação de sedimentos e na conformação da planície costeira (Ponciano; Back, 2022).

3.2.2 Geomorfologia

A evolução geomorfológica da costa catarinense remete ao Cretáceo com a formação da Serra Geral. A Serra Geral representa uma escarpa de borda de planalto e este levantamento processou-se desde o final do Cretáceo e ao longo de todo o Terciário, produzindo os atuais desnivelamentos superiores a 1000 m (Krebs, 2004). Esse processo propiciou o estabelecimento de uma extensa baixada litorânea, denominada de planície costeira, associada a uma maior expressão areal dos depósitos sedimentares neo-cenozóicos no litoral sul catarinense, afloramento de rochas sedimentares de idade Permiana e espigões alongados que se projetam das escarpas em direção à planície costeira sob a forma de morros isolados, sendo um deles o divisor entre as bacias dos rios Araranguá e Mampituba (Justus; Machado; Franco, 1986).

A PCSC foi moldada por ciclos de transgressão e regressão marinhas durante o Quaternário, com destaque para um evento regressivo no Pleistoceno, quando o nível do mar esteve até 110 m abaixo do atual, promovendo a erosão e o retrabalhamento de terraços (Krebs, 2004; Rocha, 2014). A dinâmica do nível do mar resultou na formação de diferentes ambientes no interior da planície costeira, como campos de dunas, planícies lagunares, terraços marinhos, planícies flúvio-lagunares, lagoas e lagunas costeiras interligadas por paleocanais, praias e planícies arenosas, estuários, bem como rios meandrantes com canais inter-lagunares, pântanos alagadiços e turfeiras (Rocha, 2014). A baixada litorânea no sul do estado é rica em biótopos

de solos arenosos e hidromórficos como as várzeas lagunares, brejosas, úmidas e fluviais, além daquelas em solos mais drenados (Veloso; Klein, 1963). Este é exatamente o cenário da área de estudo.

3.2.3 Hidrografia

O regime dos rios do estado de SC é comandado pelo regime pluviométrico que se caracteriza pelas chuvas distribuídas ao longo do ano, com dois máximos (primavera e no final do verão) e dois mínimos (início do verão e no outono/inverno), garantindo assim o abastecimento normal dos mananciais (Rocha, 2014).

O território de SC foi subdividido em 10 regiões hidrográficas (Santa Catarina, 2017). A área de estudo pertence à vertente do Atlântico Sul, sendo que os municípios que fazem parte dessa área estão inseridos na Região Hidrográfica do Extremo Sul Catarinense (RH10). Com área total em território catarinense de 4.992 km², a RH10 é formada pelas bacias dos rios Urussanga com área de 680 km², Araranguá com 3.069 km² e afluentes da margem esquerda do rio Mampituba com 1.224 km² situada na divisa entre os estados de Santa Catarina e do Rio Grande do Sul, portanto considerado rio de domínio da União (Santa Catarina, 2017). Com aproximadamente 7.956 km de rios, a RH10 é altamente drenada, o que resulta em uma densidade mediana de aproximadamente 1,59 km/km² (Santa Catarina, 2017).

O extremo sul de Santa Catarina, caracteriza-se por ter uma das mais importantes bacias fluviais do litoral sul catarinense com cabeceiras que drenam uma ampla área desde as escarpas da Serra Geral e os trechos do Planalto Meridional, convergindo em canais-tronco (rios Mãe Luzia, Manuel Alves e Itoupava, todos formadores do rio Araranguá) e atravessando uma extensa baixada litorânea (Krebs, 2004). Nesta, os rios são típicos de planície com padrão de canal meandrante de média para alta sinuosidade até desaguar no Oceano Atlântico (Krebs, 2004).

Na planície litorânea há um sistema lagunar formado por 13 principais lagoas, a saber: Urussanga Velha, Freitas, Jacaré, Rincão, Faxinal, Esteves, Mãe Luzia, Dourada, Serra, Caverá, Fora, Sombrio e Braço Morto (Santa Catarina, 2010). Esse sistema de lagoas, juntamente com as menores, totaliza 73 e interliga as bacias hidrográficas da RH10, permitindo o intercâmbio de águas entre elas.

Além disso, por estarem localizadas na região da foz dos principais rios da RH10, esse sistema de lagoas serve como indicadores da qualidade ambiental da bacia, recebendo toda a carga de poluentes proveniente das atividades humanas na região (Santa Catarina, 2017), além de assoreamento em ritmo acelerado (Rocha, 2014).

3.2.4 Solos

Considerando as variações de litologia e de relevo, o solo catarinense é bastante diferenciado, apresentando na maior parte solos desenvolvidos de rochas da Formação Serra Geral na região Oeste (Rocha, 2014). Na região Leste, a formação do solo se deu a partir de rochas sedimentares, granitos e rochas metamórficas, além de uma pequena parcela formada por sedimentos inconsolidados de origem aluvial, coluvial ou eólica (Rocha, 2014). Na região litorânea o relevo é plano, e nas regiões mais interiorizadas o relevo é forte ondulado a montanhoso, com declividades que variam entre 8 e 45% (Rocha, 2014).

A ZCSSC05 caracteriza-se por uma forte predominância de solos arenosos, em especial os Neossolos Quartzarênicos e as Areias Quartzosas Marinhas e Vermelho-Amarelas, desenvolvidos a partir de sedimentos quaternários costeiros, com baixa fertilidade natural e reduzida capacidade de retenção de nutrientes (EMBRAPA, 2004). Esses tipos de solos são pouco evoluídos e não apresentam qualquer tipo de horizonte B diagnóstico, sendo encontrados em ambientes como dunas fixas e móveis e cordões litorâneos (Rocha, 2014).

Já em regiões mal drenadas (especialmente nas margens das principais lagoas costeiras), destacam-se os Organossolos formados em condições de saturação hídrica e ricos em matéria orgânica (EMBRAPA, 2004). Esses solos estão fortemente associados a áreas de banhados, turfeiras e várzeas, sendo propícios à conservação ambiental, mas também ao cultivo de arroz irrigado (EMBRAPA, 2004).

A distribuição desses tipos pedológicos reflete diretamente a história geomorfológica da planície costeira, moldada por ciclos de transgressão e regressão marinha, os quais deram origem a ambientes constituídos por sedimentos marinhos, continentais, fluviomarinhos, lagunares e paludiais, por exemplo (Suguio, 2012).

3.2.5 Vegetação

A região sul de Santa Catarina abriga um mosaico de formações vegetais distribuídas ordenadamente ao longo de um gradiente Leste-Oeste, que se estende desde as áreas costeiras, diretamente influenciadas pelo mar, até os contrafortes da Serra Geral. Esse gradiente expressa uma sucessão de paisagens marcada pelas FP, FOD das Terras Baixas, FOD Submontana e, nas altitudes mais elevadas, FOD Montana (IBGE, 2012; Teixeira *et al.*, 1986).

A complexidade da vegetação aumenta conforme se distancia da praia em direção ao interior da planície costeira (IBGE, 2012). Nas dunas próximas ao mar as formações são herbáceas em função das ações dos ventos, da salinidade e maior incidência de luz no solo; já no interior os teores de matéria orgânica e de nutrientes estão dispostos em maior quantidade no solo e a influência da salinidade tende a diminuir, permitindo o desenvolvimento de uma vegetação mais robusta e com porte elevado condizente com floresta de Restinga (Sampaio *et al.*, 2005). A Restinga, na sua integralidade, tem por função estabilizar os sedimentos e manter a drenagem natural, bem como preservar a fauna residente e migratória (Falkenberg, 1999).

As FP são compostas por comunidades vegetais sujeitas a forte influência marinha, fluvial ou lacustre, e ocorre sobre depósitos arenosos recentes, dunas, praias, banhados, margens de lagoas e várzeas. Suas fisionomias variam entre herbácea, arbustiva e arbórea, organizadas em faixas sucessivas conforme o grau de umidade e estabilidade do substrato, estando mais relacionadas às condições edáficas do que ao clima (IBGE, 2012; Teixeira *et al.*, 1986).

Nas porções melhor drenadas e expostas após a faixa da praia, destacam-se comunidades de Restinga herbácea, com riqueza florística reduzida e predominância de espécies adaptadas à salinidade e ao substrato arenoso, como *Spartina ciliata* Brongn., *Senecio crassiflorus* (Poir.) DC., *Paspalum vaginatum* Sw., *Panicum racemosum* (P.Beauv.) Spreng., *Panicum reptans* L [***Urochloa reptans* (L.) Stapf**], *Ipomoea pes-caprae* (L.) R.Br., *Canavalia rosea* (Sw.) DC. e *Chamaecrista hispidula* (Vahl) H.S.Irwin & Barneby [***Chamaecrista hispidula* (Vahl) H.S.Irwin & Barneby**] (Teixeira *et al.*, 1986). Já nas dunas fixas, ocorrem cordões arbustivos e arbóreos paralelos ao litoral, formados por espécies xeromorfas e higrófitas como *Rapanea umbellata* (Mart.) Mez [***Myrsine umbellata* Mart.**], *Guapira opposita* (Vell.) Reitz, *Lithraea brasiliensis* Marchand, *Erythroxylum argentinum* var. *calophylum* O.E.Schulz [***Erythroxylum argentinum* O.E.Schulz**] e *Daphnopsis racemosa*

Griseb. Em ambientes mais planos e mais secos, estabelece-se uma vegetação campestre hemicriptófita e rala, composta por gramíneas e ciperáceas, como *Andropogon leucostachyus* Kunth, *Cenchrus echinatus* L., *Andropogon arenarius* Hack. e *Fimbristylis complanata* (Retz.) Link, por exemplo.

As FP sob influência fluvial e lacustre ocorrem ao longo de rios, paleocanais e margens de lagoas, onde a vegetação é condicionada por solos hidromórficos e processos periódicos de inundação (Teixeira *et al.*, 1986). Nesses ambientes, desenvolve-se uma vegetação ripária exuberante, com árvores de médio porte, palmeiras e lianas, formando galerias densas em solos permanentemente úmidos ou sazonalmente alagados (IBGE, 2012; Teixeira *et al.*, 1986). Entre as espécies mais frequentes estão *Allophylus edulis* (A.St.-Hil. *et al.*) Hieron. ex Niederl., *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O.Berg, *Sebastiania* klotzschiana (Müll.Arg.) Müll.Arg. [***Gymnanthes klotzschiana* Müll.Arg.**], *Guapira opposita* (Vell.) Reitz, *Ficus organensis* (Miq.) Miq. [***Ficus cestrifolia* Schott ex Spreng.**], além de *Mimosa bimucronata* (DC.) Kuntze.

Os banhados, por sua vez, constituem formações típicas de áreas de influência fluvial-lacustre, desenvolvendo-se em terrenos planos sujeitos a alagamentos periódicos. Nesses ambientes, ocorrem solos ricos em matéria orgânica e turfas, e a vegetação é predominantemente higrófila, com ciperáceas e gramíneas adaptadas à saturação hídrica, como *Juncus* spp., *Panicum reptans* [***Urochloa reptans* (L.) Stapf**], *Typha domingensis* Pers., além de plantas aquáticas como *Pontederia lanceolata* Wall. ex Kunth [***Pontederia cordata* L.**], *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schltdl. e *Eichhornia crassipes*, [***Pontederia crassipes* Mart.**] (Teixeira *et al.*, 1986).

Entre os corpos d'água lacustres de destaque da ZCSSC05, as lagoas da Serra, Caverá, Sombrio e dos Bichos encontram-se separadas por áreas planas e muito úmidas, com presença de depósitos turfosos e vegetação composta por gramíneas e espécies do gênero *Sphagnum* (Duarte, 1997), que caracterizam importantes turfeiras nos municípios de Santa Rosa do Sul e São João de Sul (Turfeira do Banhado do Sombrio); São João do Sul (Turfeira do Banhado do Piritu); Araranguá (Turfeira Caverá e Turfeira Barro Vermelho); Araranguá e Içara (Turfeira Rio dos Porcos) (Duarte, 1997). Essas áreas compostas por material que originou as turfeiras citadas, além de abrigarem nichos ecológicos singulares, armazenam grande quantidade de carbono (Lourençato, 2017; Silva, 2012), tornando sua volta à atmosfera mais demorada, e caracterizando-se assim como sumidouros de carbono orgânico.

Mais ao interior, em áreas suavemente onduladas, desenvolve-se a FOD das Terras Baixas, com dossel elevado, estrutura estratificada e elevada diversidade florística. Entre as espécies registradas estão *Ficus organensis* (Miq.) Miq. [***Ficus cestrifolia* Schott ex Spreng.**], *Vitex megapotamica* (Spreng.) Moldenke, *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart., *Citharexylum myrianthum* Cham. e *Ocotea pulchella* (Nees & Mart.) Mez, além de representantes da família Myrtaceae (Teixeira *et al.*, 1986). Já nos locais com solos mais profundos e presença de relevo inclinado, ocorre a FOD Submontana, formada por árvores de maior porte, palmeiras como *Euterpe edulis* Mart., lianas e epífitos. Nela são frequentes espécies das famílias Lauraceae, Fabaceae e Myrtaceae (Teixeira *et al.*, 1986).

Além da vegetação primária, há vegetação secundária presente em áreas anteriormente convertidas para agricultura e pastagem, que se encontram em processo de regeneração. Esse processo sucessional é dividido em estágios, conforme descrito por Teixeira *et al*. (1986) e, posteriormente, por IBGE (2012). No estágio inicial – a capoeirinha – ocorrem espécies ruderais e invasoras como *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn [***Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* (Kaulf.) Thomson**], *Melinis minutiflora* P.Beauv., *Andropogon bicornis* L., *Bidens pilosa* L., *Solidago microglossa* DC [***Solidago chilensis* Meyen**], além de outras representantes da família Asteraceae, como *Baccharis elaeagnoides* Steud. ex Sch.Bip. [***Baccharis montana* DC.**] e *B. dracunculifolia* DC., que sinalizam a transição para ambientes mais consolidados. A fase de capoeira é marcada por cobertura arbustiva de porte reduzido (até 5 m), com presença de espécies como *Rapanea ferruginea* [***Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.**] e membros da família Melastomataceae. Finalmente, no estágio de capoeirão, ocorrem árvores de médio porte como *Cecropia pachystachya* Trécul, além de *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg., *Guapira opposita* (Vell.) Reitz, *Hieronyma alchorneoides* Allemão, além de indivíduos das famílias Lauraceae, Fabaceae e Myrtaceae indicando maior avanço no processo de regeneração florestal (Teixeira *et al.*, 1986).

3.2.6 Características socioeconômicas

Os municípios que compõem a ZCSSC05 concentram uma população de 230.775 habitantes (IBGE, 2022). As densidades demográficas variam entre 47,01 hab/km² (São João do Sul) e 256,24 hab/km² (Içara), refletindo diferenças no grau de urbanização dos municípios

(IBGE, 2022). O Índice de Desenvolvimento Humano Municipal apresenta valores entre 0,695 (São João do Sul) e 0,76 (Araranguá), situando a região em faixas médias a altas (IBGE, 2022).

A economia regional é baseada em atividades agropecuárias, florestais e outros serviços, destacando-se o cultivo de pinus e eucalipto, a pecuária e horticultura (Cohenca, 2016). Em termos de infraestrutura, os dados do IBGE (2022) indicam variações significativas na proporção de domicílios atendidos por esgotamento sanitário ligado à rede geral, que vai de 0,75% em Balneário Gaivota a 53,27% em Içara. A arborização de vias públicas também apresenta forte contraste, variando de 18,06% em São João do Sul a 57,39% em Balneário Gaivota (IBGE, 2022). Já os domicílios urbanos em vias públicas com presença de bueiro, calçada, pavimentação e meio-fio mostra valores entre 5,7% em Balneário Gaivota e 33,6% em São João do Sul, refletindo diferentes níveis de consolidação urbana ao longo da costa (IBGE, 2022). Quando se observa a área urbanizada total, os extremos também são evidentes: enquanto São João do Sul possui apenas 4,32 km², Araranguá apresenta 37,20 km² (IBGE, 2022), confirmando a disparidade entre municípios mais densamente estruturados e aqueles com menor expansão urbana consolidada.

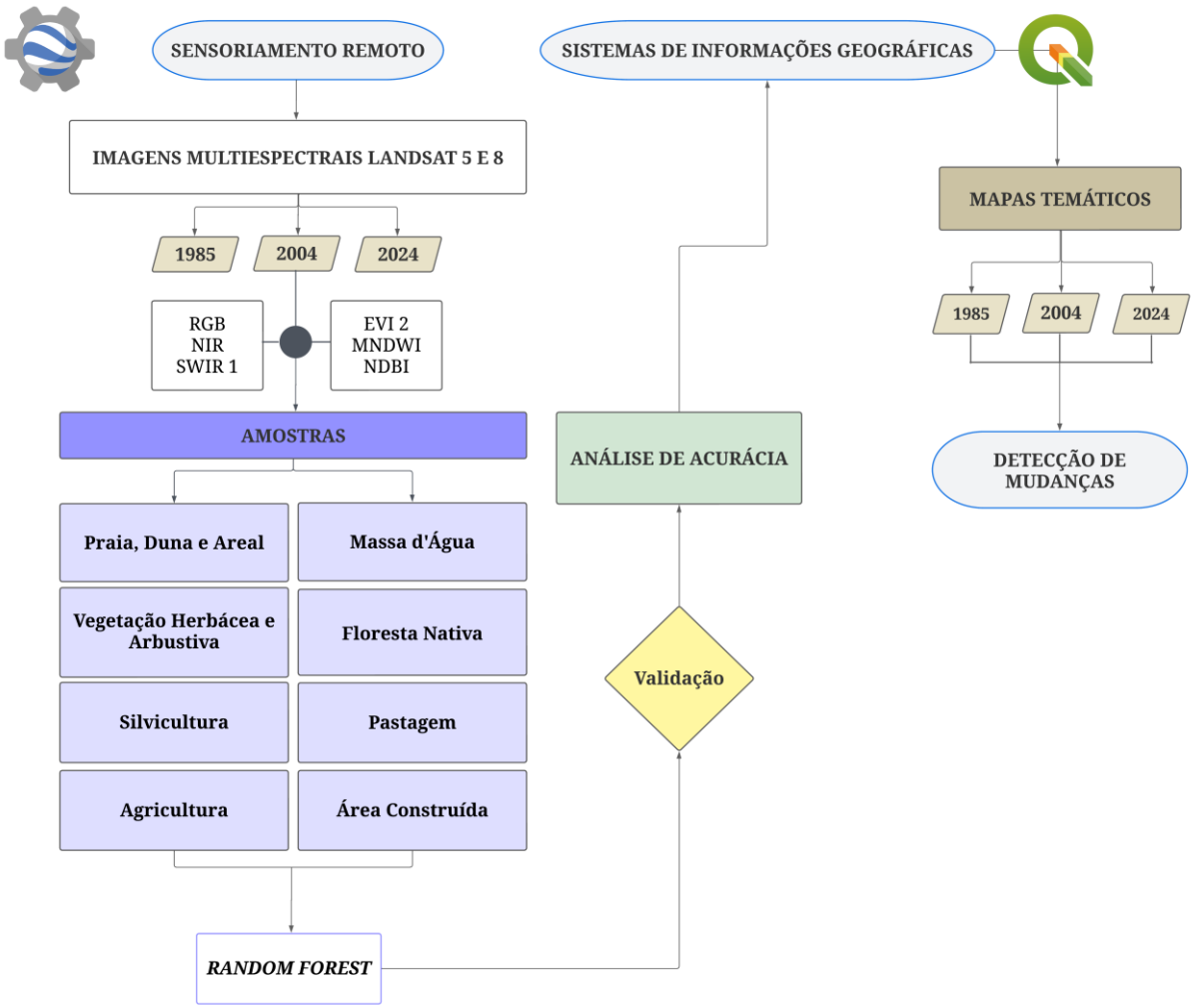
Além da população residente fixa, a região apresenta um aumento significativo da população flutuante. Esse incremento de pessoas concentra-se sobretudo no verão em municípios com forte vocação turística, como em Balneário Gaivota, Balneário Arroio do Silva, Balneário Rincão e Passo de Torres, impactando a infraestrutura e os recursos naturais (Fabris; Watanabe; Lopes, 2023; PREFEITURA DE BALNEÁRIO GAIVOTA, 2024; PREFEITURA DE BALNEÁRIO RINCÃO, 2018; PREFEITURA DE PASSO DE TORRES, 2024).

3.3 COLETA E ANÁLISE DE DADOS

3.3.1 Análise da dinâmica espaço-temporal da cobertura e uso da terra na Zona Costeira do sul de Santa Catarina – Setor 05

As etapas metodológicas para análise da dinâmica da CUT na ZCSSC05 seguiram os critérios adotados por Scussel *et al.* (2024), envolvendo as etapas contidas na Figura 5.

Figura 5 - Fluxograma de trabalho para a análise das mudanças na Cobertura e Uso da Terra (CUT) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



Fonte: Modificado de Scussel *et al*. (2024).

As imagens orbitais foram customizadas por meio de rotinas e algoritmos de programação em *JavaScript,* utilizando a interface do *Code Editor* disponível na plataforma de processamento em nuvem do *GEE* (Apêndices A–C). Essa etapa permitiu automatizar os procedimentos de pré-processamento e classificação das imagens. Segundo Zhang *et al*. (2025), a integração do *GEE* com algoritmos de aprendizado de máquina, como o *Random Forest* (*RF*), tem se consolidado como uma plataforma robusta e eficaz para análises espaciais e temporais de CUT.

Essa plataforma disponibiliza imagens geometricamente corrigidas e radiometricamente calibradas, adequadas para as análises temporais aqui desenvolvidas. O uso de arquivos *Landsat* consistentes garante a comparabilidade metodológica ao longo das

décadas, permitindo uma avaliação robusta das mudanças de longo prazo na extensão da paisagem analisada. Para atender a escala temporal, a qual a pesquisa se designa, foram utilizadas imagens orbitais *Landsat* 5 *SR*, sensor *Thematic Mapper – TM* e *Landsat* 8 *SR*, sensor *Operational Land Imager – OLI/TIRS* com a menor cobertura de nuvens possível. As datas escolhidas consideraram a disponibilidade de imagens orbitais na plataforma e os acontecimentos que provocaram mudanças expressivas na paisagem da área de estudo, como: 14 de novembro de 1985, em função da fase inicial da década do PROVÁRZEAS (termo que se refere ao período de maior atuação do Programa); 07 de março de 2004, período intermediário entre datas (inicial e atual); e 14 de março de 2024 equivalente ao cenário atual. As datas escolhidas FORAM AS ehores em relação a cobertura de nuvens

Além da escala temporal, as resoluções espacial, espectral e temporal foram consideradas na escolha do satélite fornecedor das imagens, pois houve a padronização das imagens para as três datas, sendo 30 m para o tamanho dos *pixels*; segmentação de cinco bandas, variando do visível ao infravermelho; e frequência de imageamento de 16 dias.

Considerando as bandas das coleções *Landsat 5 SR* e *Landsat 8 SR*: *SR_B1, SR_B2, SR_B3, SR_B4* e *SR_B5; SR_B2, SR_B3, SR_B4, SR_B5* e *SR_B6*, respectivamente, detentoras das reflectâncias espectrais nos comprimentos de onda do azul, verde, vermelho, infravermelho próximo e infravermelho de ondas curtas, os seguintes índices espectrais foram utilizados: *Enhanced Vegetation Index* (*EVI*2, Equação 1) que, a partir da supressão da banda do azul (influenciada pelos efeitos atmosféricos), otimiza a sensibilidade de regiões com elevada biomassa (Jiang *et al.*, 2008); *Modified Normalized Difference Water Index* (*MNDWI*, Equação 2), que substitui a banda do infravermelho próximo pelo infravermelho médio a fim de se obter melhores resultados na identificação da cobertura vegetal em regiões que possuem áreas inundadas e corpos d'água (Xu, 2006); e *Normalized Difference Built-Up Index* (*NDBI*, Equação 3), que melhora a identificação de áreas construídas (Zha; Gao; Ni, 2003).

$$EVI2 = \frac{2{,}5 \times (N-R)}{(N+2{,}4 \times R+1)} \quad (1)$$

Onde:

N = reflectância no espectro do infravermelho próximo;

R = reflectância no espectro do vermelho;

2,5 = fator de ganho utilizado para ampliar a sensibilidade do índice à vegetação;

2,4 = constante de ganho que ajusta a influência da banda vermelha;
1 = valor constante (estabiliza o denominador e reduz distorções de fundo do solo;

$$MNDWI = \frac{G-S}{G+S} \quad (2)$$

Onde:
G = reflectância no espectro verde;
S = reflectância no espectro do infravermelho de ondas curtas

$$NDBI = \frac{S-N}{S+N} \quad (3)$$

Onde:
S = reflectância no espectro infravermelho de ondas curtas;
N = reflectância no espectro do infravermelho próximo.

Salienta-se que para os índices *EVI2* e *NDBI* foi utilizado o filtro Laplaciano, que enfatiza as bordas ao redor de objetos ou feições em uma imagem para facilitar a análise. A filtragem espacial foi feita por meio de uma matriz retangular bidimensional que detecta as bordas (*convolution kernel* de janela 3x3) (Gonzalez; Woods; Eddins, 2009).

Para a classificação das imagens, foram selecionadas oito classes que melhor representam as diferentes formas de CUT, compreendendo os Ambientes Naturais: 0 – Praia, Duna e Areal, 1 – Massa d'Água, 2 – Vegetação Herbácea e Arbustiva e 3 – Floresta Nativa; e os Ambientes Antropizados: 4 – Silvicultura, 5 – Pastagem, 6 – Agricultura e 7 – Área Construída. As classes foram reconhecidas visualmente nas imagens por meio da criação de polígonos de amostragem (em números aproximadamente semelhantes) distribuídos em toda a área de estudo, totalizando 206 polígonos em 1985, 192 em 2004 e 337 em 2024, definidos com base nos elementos de interpretação visual descritos por Florenzano (2002) (Tabela 2). Esses tiveram como base as imagens multiespectrais do visível ao infravermelho, bem como os índices espectrais com filtragem espacial.

Cabe ressaltar que a classe Floresta Nativa incluiu tanto as formações vegetais arbóreas da FOD das Terras Baixas (altitude ≤ 30 m) quanto da FOD Submontana, pois ambas

formações vegetais além de ocorrer na área estudada, são importantes áreas-fonte de diversas espécies. A FOD Submontana ocorre como ilhas no polígono mapeado em altitudes > 30 m. A classe Pastagem, por sua vez, refere-se genericamente a áreas dominadas por gramíneas, sem especificar a origem fitofisionômica (nativa ou plantada), devido à limitação da resolução espacial das imagens *Landsat* (30 m), que pode resultar em confusão espectral entre essas classes, conforme apontado por Parente *et al* (2019), já que as formações campestres, embora não sejam formações típicas da PCSC, ocorrem naturalmente na região litorânea sul catarinense, junto as FP, conforme assinalam Teixeira *et al*. (1986) e IBGE (2012). Ressalta-se ainda, que não foi considerada a variabilidade do índice pluviométrico no período imediatamente anterior às datas de aquisição das imagens, fator que pode influenciar temporariamente a extensão superficial de massas d'água e áreas úmidas. Contudo, essa condição é inerente a análises multitemporais baseadas em imagens orbitais e não compromete a identificação das classes temáticas, cuja consistência foi posteriormente verificada por meio do processo de validação da classificação.

Tabela 2 - Chave de identificação e de denominação das classes definidas para representar os tipos de Cobertura e Uso da Terra (CUT) existentes na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)

Número	Denominação das Classes de Cobertura e Uso	Critérios de Inclusão na Classe
0	Praia, Duna e Areal (PDA)	Solos arenosos com tonalidades de branco e bege claro, forma irregular e textura fina.
1	Massa d'Água (MDA)	Rios, lagoas, e reservatórios artificiais (o mar não foi incluído) com tonalidades de verde claro e azul escuro, forma irregular e textura lisa.
2	Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA)	Vegetação pioneira que se desenvolve sobre dunas, no entorno das lagoas, áreas úmidas, banhados e turfeiras
3	Floresta Nativa (FNA)	Formações florestais nativas da Restinga Arbórea e FOD das Terras Baixas e Submontana com tonalidades de verde escuro, forma irregular e textura rugosa.
4	Silvicultura (SIL)	Monoculturas de eucalipto, banana e pinus com tonalidades de verde escuro, forma regular e textura lisa.

5	Pastagem (PAS)	Vegetação herbácea rasteira com tonalidades de verde claro, forma irregular e textura fina.
6	Agricultura (AGR)	Cultivos anuais com tonalidades variadas de verde e marrom, forma regular e textura média.
7	Área Construída (ACO)	Áreas urbanas, estradas pavimentadas e não pavimentadas, construções civis, áreas de exploração de areia com tonalidades de cinza claro, incluindo lotes com solo nu com tonalidades variadas de cinza e vermelho claro, forma regular e textura rugosa.

Fonte: Da autora.

A classificação utilizou o algoritmo supervisionado *RF*, com 1000 árvores, calibrado e validado, utilizando respectivamente 70% para dados de treinamento e 30% para dados de validação das áreas de treinamento (da Silva Ferreira *et al.*, 2023; Gorelick *et al.*, 2017).

A validação da classificação foi realizada no ambiente *GEE* a partir da matriz de confusão, obtida com os 30% das amostras destinadas à validação. Foram calculadas a acurácia global e o coeficiente *Kappa* (*k*), que expressa o grau de concordância entre a classificação e os dados de referência, segundo McHugh (2012), sendo considerados: k = 0,40–0,59 (fraco), k = 0,60–0,79 (moderado), k = 0,80–0,90 (forte) e k > 0,90 (quase perfeito). Além disso, foram analisados os erros de omissão e comissão para cada classe, possibilitando avaliar o desempenho individual das categorias temáticas.

Além da validação quantitativa realizada por meio das matrizes de confusão e índices de acurácia, procedeu-se também a uma validação visual das classificações. Essa verificação consistiu na comparação das áreas classificadas com imagens de alta resolução disponíveis na plataforma *Google Earth*, referentes ao mesmo mês das imagens *Landsat* utilizadas. Essa etapa permitiu observar a correspondência espacial entre as classes mapeadas e a configuração real da paisagem, bem como identificar possíveis discrepâncias. A checagem foi realizada para os anos de 2004 e 2024, não sendo possível aplicá-la ao ano de 1985 devido à ausência de registros históricos disponíveis na plataforma.

As mudanças nas classes da CUT foram detectadas por interpretação visual comparativa das imagens classificadas de 1985, 2004 e 2024 e pela geração de mapas temáticos. A análise quantitativa da matriz de contingência foi realizada no *software* R (v. 4.4.1). Os mapas finais foram elaborados no QGIS (v. 3.34).

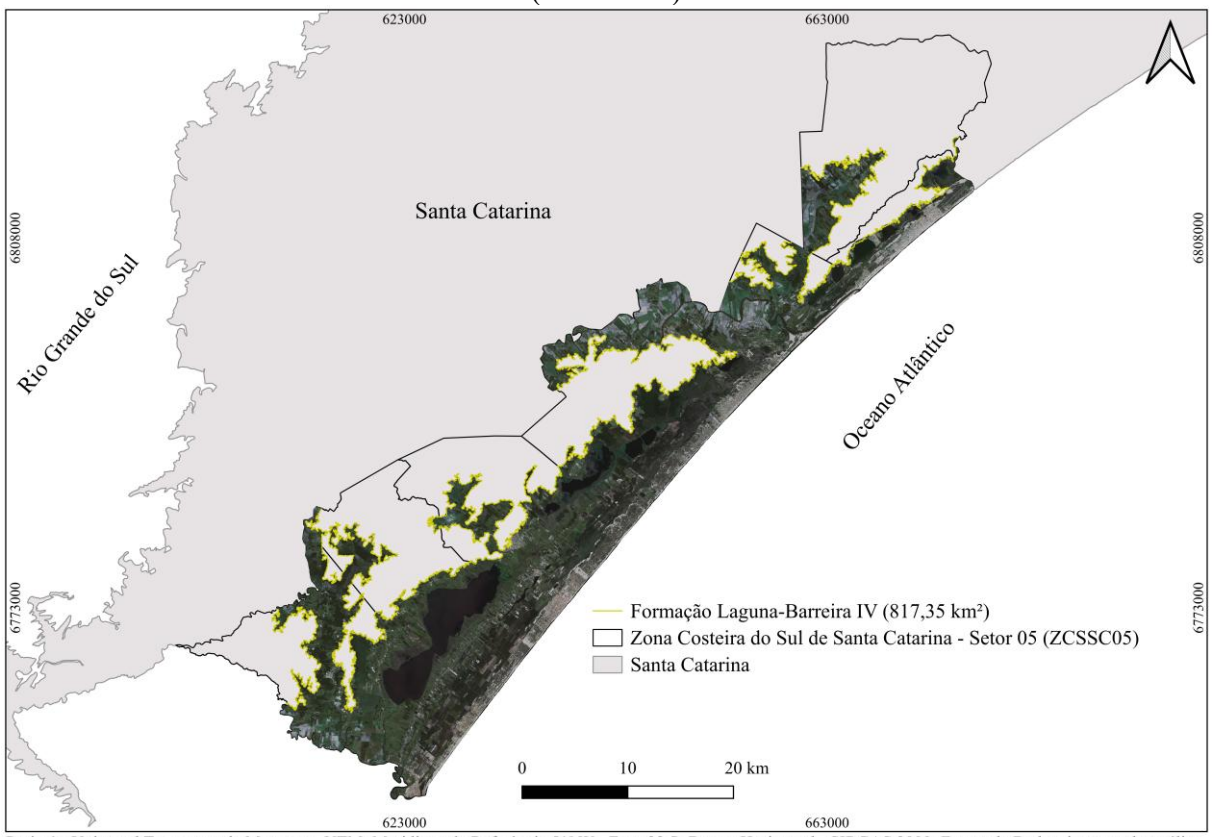
3.3.2 Modelagem do corredor ecológico

Para a modelagem do CE, delimitou-se uma subárea dentro da macro área de estudo, a ZCSSC05, que concentra maior ocorrência de ambientes com características naturais melhor preservadas. Esse recorte teve como objetivo identificar padrões de conexão existentes na paisagem e, a partir deles, definir o CE como resultado da análise. A seleção concentrou-se na região da Formação Laguna-Barreira IV (Tomazelli; Villwock, 2005), onde se encontram de forma mais expressiva a vegetação nativa compreendida pelas classes VHA e FNA, a classe MAD e a classe PDA (definidas na Tabela 2), ambientes fundamentais para a conservação na ZC.

Para auxiliar na identificação e delimitação dessa subárea de estudo, utilizou-se o Modelo Digital de Elevação da *USGS*, com resolução espacial de 12,5 metros. A partir dele, foram geradas curvas de nível no *software* QGIS (v. 3.34), sendo selecionada a cota altimétrica de 13 m como referência, por apresentar melhor correspondência com a distribuição dos ambientes naturais típicos de ZC. Dessa forma, os estudos de modelagem do CE concentraram-se em uma área de 817,35 km².

A Formação Laguna-Barreira IV é caracterizada por um sistema deposicional associado a processos Quaternários, composto por cordões arenosos, planícies fluviolagunares e extensas AU, que incluem lagoas, banhados, turfeiras e vegetação típica de Restinga (Rocha, 2014). A presença desses ambientes confere à essa Formação elevada relevância ecológica, funcionando como habitat para diversas espécies e desempenhando papel essencial na conectividade entre os ecossistemas nativos costeiros (Figura 6).

Figura 6 - Subárea selecionada para a modelagem do Corredor Ecológico (CE), inserida na Formação Laguna-Barreira IV, na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



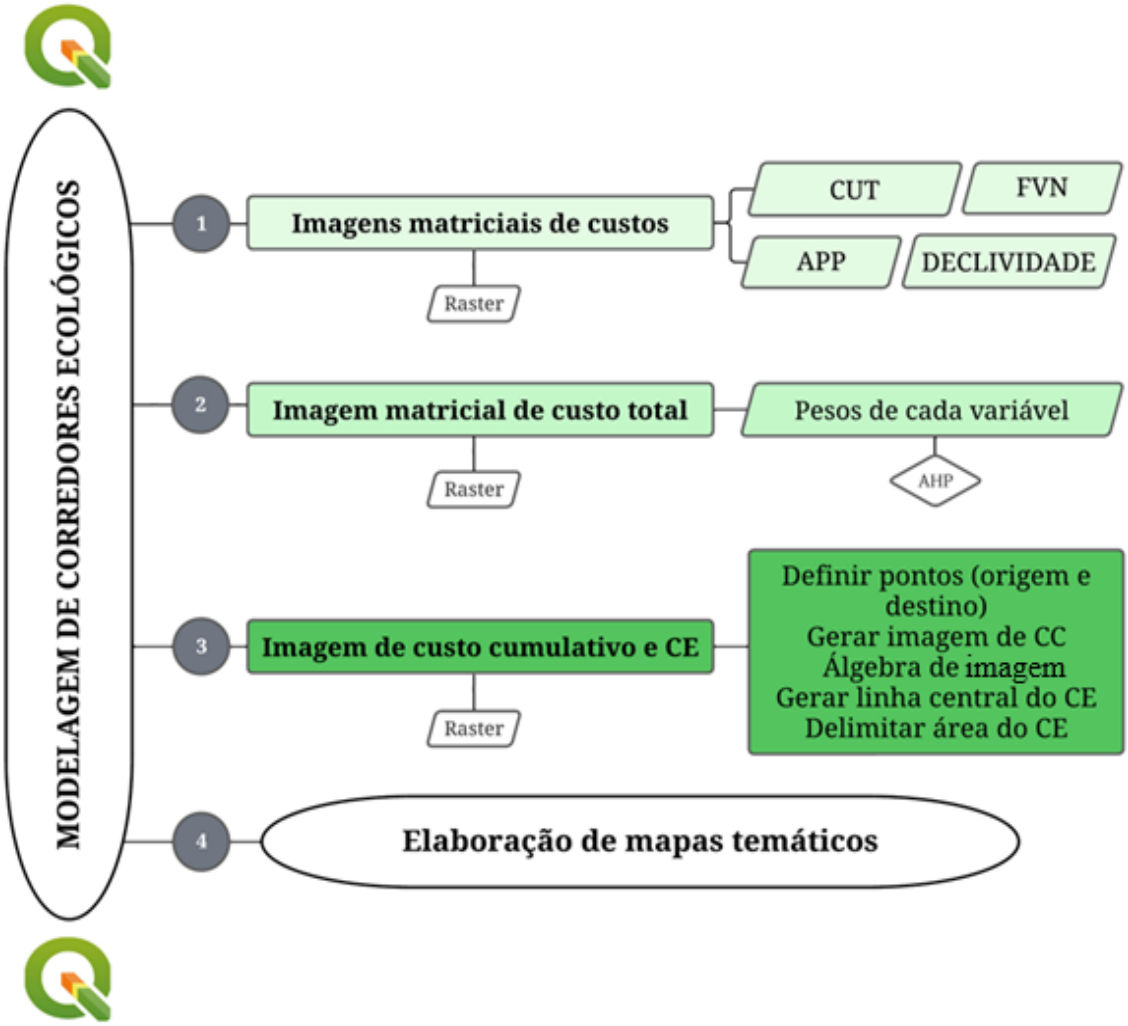
Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM; Meridiano de Referência 51º W - Fuso 22 S; Datum Horizontal - SIRGAS 2000; Fontes de Dados: imagem de satélite Landsat 8 SR (OLI/TIRS) - 14/03/2024; Elaboração do Mapa: Cristiane Scussel

Fonte: Da autora.

A área de estudo para a modelagem se insere na porção mais sensível e estratégica do território costeiro segundo o modelo socioecológico proposto por de Andrés, Barragán Muñoz e Scherer (2018). Trata-se das áreas que compreendem a "faixa litorânea" e o "planalto costeiro" (*shoreland, coastal uplands*), definidas como a zona mais próxima do litoral, onde se concentram ecossistemas altamente frágeis como dunas, restingas, AU e corpos d'agua, por exemplo, fundamentais à conservação da biodiversidade. Ao adotar esse enquadramento, esta pesquisa avança na direção de uma abordagem territorial mais coerente com as dinâmicas ecológicas do litoral, superando os limites político-administrativos tradicionalmente utilizados para definir a zona costeira no Brasil.

Com base nisso, a modelagem seguiu três etapas metodológicas contidas na Figura 7.

Figura 7 - Fluxograma dos procedimentos metodológicos utilizados na modelagem do Corredor Ecológico (CE) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), incluindo as análises dos mesmos, onde: Cobertura e Uso da Terra (CUT); Formações Vegetais Nativas (FVN); Área de Preservação Permanente (APP); *Analytic Hierarchy Process* (*AHP*); Custo Cumulativo (CC)



Fonte: Da autora.

As imagens correspondentes a cada variável foram processadas em formato matricial, permitindo a atribuição de valores aos pixels para representar a disponibilidade de habitat e diferentes graus de conectividade na paisagem.

Diante disso, a imagem classificada de 2024 foi utilizada como base para a geração da imagem matricial de custos da CUT, atribuindo valores de custo variando de 1 a 100, seguindo o proposto por Ferrari *et al.* (2012). Os autores propuseram uma ampla gama de valores para diferentes classes de CUT. Assim, foram utilizados apenas os valores

correspondentes às classes existentes na presente subárea de estudo, resultando na atribuição de custos específicos sem um gradiente contínuo.

Dessa forma, a tabela de custos apresenta valores pontuais (1, 50 e 100), refletindo a compatibilidade entre os ambientes da subárea de estudo e aqueles categorizados na metodologia de referência. Para efeito de análise, quanto mais próximo de 1 for o valor atribuído para cada classe individualmente, menor será o custo e consequentemente mais adequada para integrar o CE (Tabela 3). A classe PDA é composta por três tipos semelhantes de ambientes, e em função da existência delas ao longo da faixa litorânea, também será considerada.

A imagem matricial de custos para a FVN foi gerada com base na resolução espacial de 30 m da imagem classificada de 2024. A variável foi criada a partir das classes VHA e FNA, recebendo custos reclassificados com base na distância euclidiana entre os fragmentos, com o objetivo de representar de forma direta a presença, continuidade e relevância ecológica das áreas naturais no corredor. Enquanto a CUT indica, de forma geral, a aptidão do terreno segundo os usos da terra, ela não diferencia a qualidade ecológica das áreas nativas. A FVN complementa a CUT, permitindo que os caminhos de menor custo reflitam não apenas a acessibilidade física, mas também a presença efetiva de vegetação nativa relevante para a conectividade da paisagem. Assim, o modelo prioriza trechos do corredor que contribuem efetivamente para a conservação e conectividade dos habitats naturais.

Tabela 3 - Critérios definidos para a geração de imagem matricial de custos atribuídos à Cobertura e Uso da Terra (CUT) existente na área de estudo para a modelagem do Corredor Ecológico (CE)

Classe de uso	Custo	Justificativa
Praia, Duna e Areal (PDA)	1	Áreas de ocorrência exclusiva da faixa litorânea, de elevada importância para a preservação e conservação dos ecossistemas costeiros.
Massa d'Água (MAD)	1	Áreas importantes para a preservação dos ambientes costeiros, pois servem como área de vida para a fauna, área de recarga de aquífero e prestam diversos serviços ecossistêmicos.
Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA)	1	Áreas importantes para a preservação e conservação de ambientes costeiros, integram as APPs em áreas de dunas, entorno das lagoas e banhados. Favoráveis à conexão dos ambientes costeiros e manutenção de habitats.
Floresta Nativa (FNA)	1	Áreas de habitat favorável à dispersão da flora e ao deslocamento da fauna, potencializando a conectividade na paisagem.
Silvicultura (SIL)	50	Áreas que possibilitam a percolação, pois suas áreas funcionam como conexões em estágio de regeneração após o corte ou no sub-bosque.
Pastagem (PAS)	50	Áreas com potencial para restauração, potencializando a conectividade na paisagem.
Agricultura (AGR)	100	Considerada uma barreira para a conectividade dos habitats isolados.
Área Construída (ACO)	100	Considerada uma barreira para a conectividade dos habitats isolados.

Fonte: Adaptado de Ferrari *et al.* (2012).

A camada de FVN foi analisada inicialmente por meio do cálculo da distância euclidiana entre seus fragmentos, com o objetivo de identificar padrões de isolamento e conectividade da vegetação nativa. Essa análise, de caráter complementar, foi realizada utilizando algoritmo disponível na ferramenta GRASS GIS (*Raster > r.grow.distance*. *Input vector layer*; *Metric* (*euclidean*); *Output distances in meters instead of map units*; *Distance*), que permite mensurar a distância entre cada *pixel* e o fragmento de FVN mais próximo. A distância euclidiana entre dois *pixels* é calculada pelo teorema de Pitágoras, em que a distância

inclinada corresponde à raiz quadrada da soma dos quadrados das distâncias nos eixos x e y, conforme a Equação 4. Para os vizinhos adjacentes (bordas horizontais e verticais), os valores são atribuídos em intervalos de 30 metros; nas conexões diagonais, esse valor é ampliado em razão do efeito da distância inclinada.

$$d = \sqrt{b^2 + c^2} \quad (4)$$

Onde:

d = distância euclidiana (ou distância inclinada) do *pixel* em relação à área de FVN;

b^2 = diferença da posição do eixo y (em número de *pixels* ou metros);

c^2 = diferença da posição no eixo x (em número de *pixels* ou metros).

O algoritmo atribui valor zero aos *pixels* que representam as FVN e valores progressivamente maiores aos demais, de acordo com a distância calculada. Posteriormente, foi obtida a imagem matricial de custos, onde todos os *pixels* da camada de distância euclidiana foram reclassificados e receberam valores de custo 1 para os que correspondem às FVN e de custo 100 para os demais que não correspondem à mesma (Tabela 4). Assim, as FVN terão preferência na composição do CE.

Tabela 4 - Critérios definidos para a geração da imagem matricial de custos atribuídos às Formações Vegetais Nativas (FVN - camada que integra as classes Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA) e Floresta Nativa (FNA)) na subárea selecionada para a modelagem do Corredor Ecológico (CE). Os valores nas colunas 'Mínimo' e 'Máximo' correspondem aos limites definidos na tabela de reclassificação, com base nas distâncias euclidianas calculadas a partir das precisões reais, utilizadas como referência analítica para delimitar faixas de influência e gradientes de conectividade espacial

*Mínimo (m)	Máximo (m)	Custo	Justificativa
-2	0	1	*Pixel* localizado dentro da FVN, sem distância calculada, representando área de menor resistência à dispersão da flora e da fauna.
0	2000	100	Distâncias crescentes em relação às áreas de FVN, associadas a maior isolamento estrutural e maior resistência à dispersão da flora e da fauna.

*A amplitude de valores de distância variou entre 0 e 1.747,40 m. A inclusão de um valor negativo no limite mínimo da primeira classe (-2), assim como a definição de um limite máximo superior ao valor real (2000) na última classe, teve o propósito de garantir que todos os dados presentes na imagem fossem incluídos na reclassificação.

Fonte: Da autora.

Tratando-se das APP hídricas consideradas (entorno de nascentes, cursos d'água e lagoas), foram utilizados os dados vetoriais disponíveis no site da Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS) (FBDS, 2018), que realizou o primeiro mapeamento em alta resolução espacial da Mata Atlântica (*pixel* de 5 m), onde foram espacializadas as faixas laterais das APPs hídricas para todo o bioma Mata Atlântica, seguindo o disposto nos art. 4º e 5º da Lei nº 12.651/2012 (Brasil, 2012), e foram sumarizadas por município (Resende *et al.*, 2018) (Tabela 5).

De acordo com a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Brasil, 2012), propriedades rurais com ocupação consolidada antes de 22 de julho de 2008 podem ter as larguras das suas APPs reduzidas, conforme a área da propriedade. Contudo, para garantir uniformidade na análise de toda a subárea de estudo, a largura das APPs não foi ajustada com base nas regras transitórias da Lei nº 12.651/2012 (Brasil, 2012). Embora a legislação permita ajustes nas faixas de APP para propriedades consolidadas, foi realizada uma consulta ao Sistema de Cadastro Ambiental Rural (SICAR) para verificar essas áreas. Com base nos dados disponíveis no sistema em 16 de dezembro de 2024, constatou-se que 99,74% das áreas consolidadas existentes na subárea de estudo aguardavam análise ou foram canceladas. Além disso, as áreas passíveis de redução representavam uma fração muito pequena da área total, o que tornaria o ajuste manual impreciso e afetaria a qualidade da análise.

Tabela 5 - Limites definidos nos art. 4º e 5º da Lei nº 12.651/2012 (Brasil, 2012) para as faixas das Áreas de Preservação Permanentes (APP) presentes na subárea selecionada para a modelagem do Corredor Ecológico (CE)

Tipo de APP	Largura das margens (m)	Faixa de APP (m)
Nascentes	Entorno	50
Cursos d'água	< 10	30
	10 a 50	50
	>50 a 200	100
Lagos e lagoas (zona rural)	< 20 ha de superfície	50
	> 20 ha de superfície	100
Lagos e lagoas (zona urbana)	Entorno	30

Fonte: Adaptado de Brasil (2012).

Diante disso, optou-se por utilizar os dados da FBDS (2018), garantindo a fidelidade e evitando possíveis erros de interpretação ou inconsistências. Apesar disso, ao considerar a possibilidade de restauração de habitats na área física do corredor, caso este venha a ser implantado, será necessário revisar as APPs que sofreram redução em seus limites.

As camadas correspondentes às APPs hídricas foram unificadas em um arquivo e recortadas para a área de estudo. Em seguida, esse arquivo foi convertido para o formato *raster*, permitindo a aplicação do algoritmo disponível na ferramenta GRASS GIS (*Raster* > *r.grow.distance*. *Input vector layer*; *Metric* (*euclidean*); *Output distances in meters instead of map units*; *Distance*), para calcular as distâncias euclidianas. Após, o algoritmo atribuiu valor zero aos *pixels* que representaram as APPs e valores progressivamente maiores aos demais, de acordo com a distância calculada.

Para gerar a imagem matricial de custos, os *pixels* foram reclassificados, atribuindo-se custo 1 àqueles correspondentes às APPs e custo 100 aos demais (Tabela 6). Salienta-se que a CUT dentro dos limites das APPs foi analisada para embasar a definição do grau de importância atribuído a essa variável na matriz de comparação pareada do método *AHP*.

Tabela 6 - Critérios definidos para a geração de imagem matricial de custos atribuídos às Áreas de Preservação Permanentes (APP) presentes na subárea selecionada para a modelagem do Corredor Ecológico (CE). Os valores nas colunas 'Mínimo' e 'Máximo' correspondem aos limites definidos na tabela de reclassificação, com base nas distâncias euclidianas calculadas a partir das precisões reais, utilizadas como referência analítica para delimitar faixas de influência e gradientes de conectividade espacial

*Mínimo (m)	Máximo (m)	Custo	Justificativa
-2	0	1	*Pixel* localizado dentro da APP, sem distância calculada, correspondendo a áreas potenciais em conectividade.
0	6000	100	Distâncias crescentes em relação às APPs, refletindo menor potencial de conectividade.

*A amplitude de valores de distância variou entre 0 e 5.139,90 m. A inclusão de um valor negativo no limite mínimo da primeira classe (-2), assim como a definição de um limite máximo superior ao valor real (6000) na última classe, tem o propósito de garantir que todos os dados presentes na imagem sejam abrangidos na reclassificação.
Fonte: Da autora.

A imagem matricial de custos da DEC foi obtida a partir do *plugin Open Topography DEM*, disponível no *software* QGIS (v. 3.34), utilizando o modelo SRTM 30 m.

Para o processamento, foram realizados ajustes, incluindo a correção de depressões espúrias por meio do algoritmo *Fill Sinks* no SAGA GIS.

Após esses ajustes, os dados de altitude foram convertidos para declividade, expressa em porcentagem em vez de graus, de acordo com as amplitudes definidas pela EMBRAPA (2018), onde: 00 a 03% = plano; >03 a 08% = suave ondulado; >08 a 20% = ondulado; >20 a 45% = forte ondulado; >45 a 75% = montanhoso e >75 a 100% = escarpado.

Considerando os percentuais de DEC existentes na área de estudo, a definição final dos custos consta na Tabela 7.

Tabela 7 - Critérios definidos para a geração de imagem matricial de custos atribuídos à Declividade (DEC) presente na subárea selecionada para a modelagem do Corredor Ecológico (CE). Os valores na coluna 'Declividade' representam a amplitude da banda gerada a partir da imagem

[1]Declividade (%)	Custo	Justificativa
-2 - 3	1	Terreno plano, concentrando a presença de AU (banhados) e lagoas, favoráveis à composição do corredor.
3,1 - 20	100	[2]Terreno suave/ondulado, predominantemente agrícola e urbanizado, desfavorável à composição do corredor.
20,1 - 45	50	[2]Terreno forte ondulado, com menor concentração agrícola e urbana, favoráveis à composição do corredor.
45,1 - 84	1	Terreno montanhoso, favoráveis à composição do corredor.

[1]A amplitude dos valores variou entre 0 e 83,5%. A inclusão de um valor negativo no limite mínimo da primeira classe (-2), assim como a definição de um limite máximo superior ao valor real (84) na última classe, tem o propósito de garantir que todos os dados presentes na imagem sejam abrangidos na reclassificação.
[2]Usos da terra conferidos na imagem classificada de 2024.
Fonte: Da autora.

As imagens matriciais de custos geradas para cada variável (CUT, FVN, APP e DEC) foram ponderadas com base em pesos estatísticos definidos pelo método *AHP*, proposto por Saaty (1977). Esse método auxilia na tomada de decisão em contextos com múltiplos critérios, permitindo hierarquizar as variáveis conforme sua importância relativa para o objetivo final da análise.

A definição dos pesos foi fundamentada na elaboração de uma matriz de comparação pareada entre os critérios, apoiada em estudos que aplicaram o *AHP* em planejamento de CE. Dentre as referências utilizadas, Pinto (2020) apresentou uma estrutura de comparação mais semelhante à adotada neste trabalho, contemplando todas as variáveis

consideradas (CUT, FVN, APP e DEC). Os demais estudos, como Ferrari *et al*. (2012), França *et al*. (2022), Lopes, Masullo e Silva (2017), Morandi *et al*. (2020) e Takahashi *et al*. (2021), contribuíram com subsídios conceituais e operacionais para variáveis específicas, como CUT, APP e DEC, cujos valores relativos foram adaptados ao contexto da ZCSSC05. Assim, a matriz final foi construída a partir da integração crítica dessas referências, resultando em uma ponderação ajustada à realidade local, conforme demonstrado na Tabela 8.

Tabela 8 - Escala de comparação utilizada para atribuição de pesos entre os fatores Cobertura e Uso da Terra (CUT), Formações Vegetais Nativas (FVN), Área de Preservação Permanente (APP) e Declividade (DEC) utilizados na modelagem do Corredor Ecológico (CE). Os valores representam o grau de importância relativa de um critério em relação a outro, variando de 1 (igual importância) até 9 (importância extrema). Inversos (ex.: 1/3, 1/5) indicam menor importância comparativa

Valores	Critérios de Importância
1/9	Extremamente menos importante que
1/7	Muito fortemente menos importante que
1/5	Fortemente menos importante que
1/3	Moderadamente menos importante que
1	Igualmente importante a
3	Moderadamente mais importante que
5	Fortemente mais importante que
7	Muito fortemente mais importante que
9	Extremamente mais importante que

Fonte: Adaptado de Saaty (1977).

Após a definição da importância relativa de cada variável na matriz de comparação pareada, foram calculados os pesos de cada fator. Para isso, cada valor da matriz foi dividido pelo somatório dos valores da respectiva coluna; em seguida, foi obtida a média dos resultados da divisão em cada linha. O valor final corresponde ao peso atribuído a cada variável na geração da Imagem de Custo Total (ICT).

A avaliação da consistência da matriz de comparação pareada foi realizada por meio da Razão de Consistência (RC), conforme proposto por Saaty (1991). O processo envolve três etapas principais: cálculo do autovalor máximo (λ_{max}), obtenção do Índice de Consistência (IC) e, por fim, a determinação da RC. O λ_{max} da matriz de comparação pareada é calculado conforme a Equação 5:

$$\lambda_{max} = 1/\mathrm{n} \sum_{i=1}^{n} [Aw]_i / W_i \quad (5)$$

Onde: n = número de fatores;

$[Aw]_i$ = matriz resultante da multiplicação;

W_1 = pesos calculados.

A partir do autovalor máximo, calcula-se o IC, conforme a Equação 6:

$$IC = \frac{(\lambda max - n)}{(n-1)} \quad (6)$$

Onde:

IC = índice de consistência calculado;

λmax = autovalor calculado pela multiplicação de duas matrizes;

n = número de fatores.

O IC é comparado com o Índice de Consistência Aleatório (ICA), obtido experimentalmente para diferentes valores de n. Assim, a RC é calculada pela Equação 7:

$$RC = \frac{IC}{ICA} \quad (7)$$

Onde:

RC = razão de consistência a ser calculada;

IC = índice de consistência calculado;

ICA = índice de consistência aleatório.

O ICA é obtido de acordo com o número (n) de fatores (variáveis) conforme a Tabela 9.

Tabela 9 - Valor do Índice de Consistência Aleatório (ICA), conforme número de fatores (*n*)

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
ICA	0,00	0,00	0,58	0,90	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

Fonte: Adaptado de Saaty (1991).

Para que o grau de consistência seja considerado satisfatório, a RC deve ser inferior a 0,1 (10%); caso contrário, a matriz precisa ser revisada (Saaty, 1991).

Finalmente, após a validação dos pesos de cada variável, foi possível obter a ICT. Para tanto, as variáveis foram multiplicadas pelos seus respectivos pesos (Pi) utilizando a calculadora de expressão *raster*. Em seguida, os resultados dessas multiplicações foram somados para calcular a ICT, conforme a Equação 8:

$$ICT = (custo\ da\ CUT \times P1) + (custo\ da\ FVN \times P2) + (custo\ da\ APP \times P3) + (custo\ da\ DEC \times P4) \quad (8)$$

Onde:
ICT = imagem de custo total, resultado da soma ponderada das variáveis consideradas;
CUT = custo associado às classes de Cobertura e Uso da Terra;
FVN = custo relacionado à presença de Formações Vegetais Nativas;
APP = custo referente à presença de Áreas de Preservação Permanente;
DEC =custo atribuído à Declividade do terreno;
P1, P2, P3, P4 = pesos das variáveis definidos por comparação pareada.

O traçado do CE na área de estudo foi definido a partir de um ponto de origem e um ponto de destino em um sentido que favorece a conexão entre os ambientes de interesse. A definição dos pontos considerou critérios territoriais e ecológicos que assegurassem a representatividade dos ambientes naturais existentes na ZCSSC05 em sua totalidade. O ponto de origem foi estabelecido no extremo norte da ZCSSC05, em uma região de baixa declividade (2 m) e com presença expressiva de ambientes naturais, bem como remanescentes de Restinga (Vibrans *et al.*, 2021). Esse ponto encontra-se dentro dos limites da Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca, uma UC de Uso Sustentável, o que reforça sua relevância para a conectividade ecológica regional. Já o ponto de destino foi definido no extremo sul da ZCSSC05, também em área de baixa declividade (2 m) e marcada pela presença de ambientes úmidos vinculados à cursos de rios, sem a presença de UC diretamente sobreposta.

A etapa seguinte consistiu na geração das Imagens matriciais de Custo Cumulativo (ICC) a partir da ICT, uma para a origem e outra para o destino, utilizando algoritmo da ferramenta GRASS GIS (*Raster > r.cost. Unit cost layer*; *Use the 'Knight's move'; slower, but*

more accurate; *Keep null values in output raster layer*; *Name of starting raster points map*; *Cumulative cost* e *Movement directions*). Após o processamento, as imagens resultantes (origem e destino) foram combinadas por meio de operações de álgebra de imagens, gerando uma única superfície de custo acumulado. Os *pixels* adjacentes a esses pontos receberam os menores custos cumulativos, enquanto os *pixels* localizados nas diagonais apresentaram valores ligeiramente superiores.

Modelagem de CE baseados em caminhos de menor custo são amplamente empregados para identificar rotas mais eficientes (Adriaensen *et al.*, 2003; Guo, Liu, 2017; Leal et al., 2019; Oliveira *et al.*, 2023). Assim, o caminho de menor custo entre os pontos de origem e destino foi delineado a partir da geração da linha central do CE, utilizando algoritmo da ferramenta GRASS GIS (*Raster > r.drain. Elevation*; *Name of input movement direction map associated with the cost surface; Vector layer containing starting point*; *The input raster map is a cost surface* e *Drain*). Com a definição desse traçado, foi possível calcular o comprimento total do corredor.

A delimitação da área do corredor foi realizada a partir da classificação da matriz de custos cumulativos somados, identificando os *pixels* com menores custos ao longo do eixo do corredor. Esse método agrupa os *pixels* do *raster* em classes que contêm o mesmo número de *pixels* (igual frequência), assim, cada classe representa uma fração idêntica da distribuição de dados (Leal, 2016). O processamento foi realizado no QGIS (v. 3.34) (Camada → Propriedades → Simbologia: tipo de renderização “Banda simples falsa-cor”; interpolação “Método Discreto”; Gradiente de cores “*Spectral*” (invertida)). Adotou-se a classificação pelo modo “Quartil” na interface do QGIS (v. 3.34) (equivalente à *Quantil* ou *quantile classification*), testando-se diferentes números de classes (15, 20, 25 e 30) para avaliar a sensibilidade da segmentação espacial. A divisão em 20 classes foi a que melhor representou a variação da matriz de custos acumulados, equilibrando a representatividade espacial de ambientes naturais ao longo da linha central do corredor. Configurações com 15 classes resultaram em uma delimitação excessivamente restrita, concentrada nas áreas centrais de menor custo, enquanto 25 e 30 classes ampliaram demasiadamente a largura, incluindo áreas com menor relevância natural. Assim, a opção intermediária garantiu uma configuração mais compatível com a continuidade dos ambientes naturais e com a viabilidade socioecológica do corredor. Em seguida, a classe foi convertida para o formato *shapefile* e teve sua área calculada.

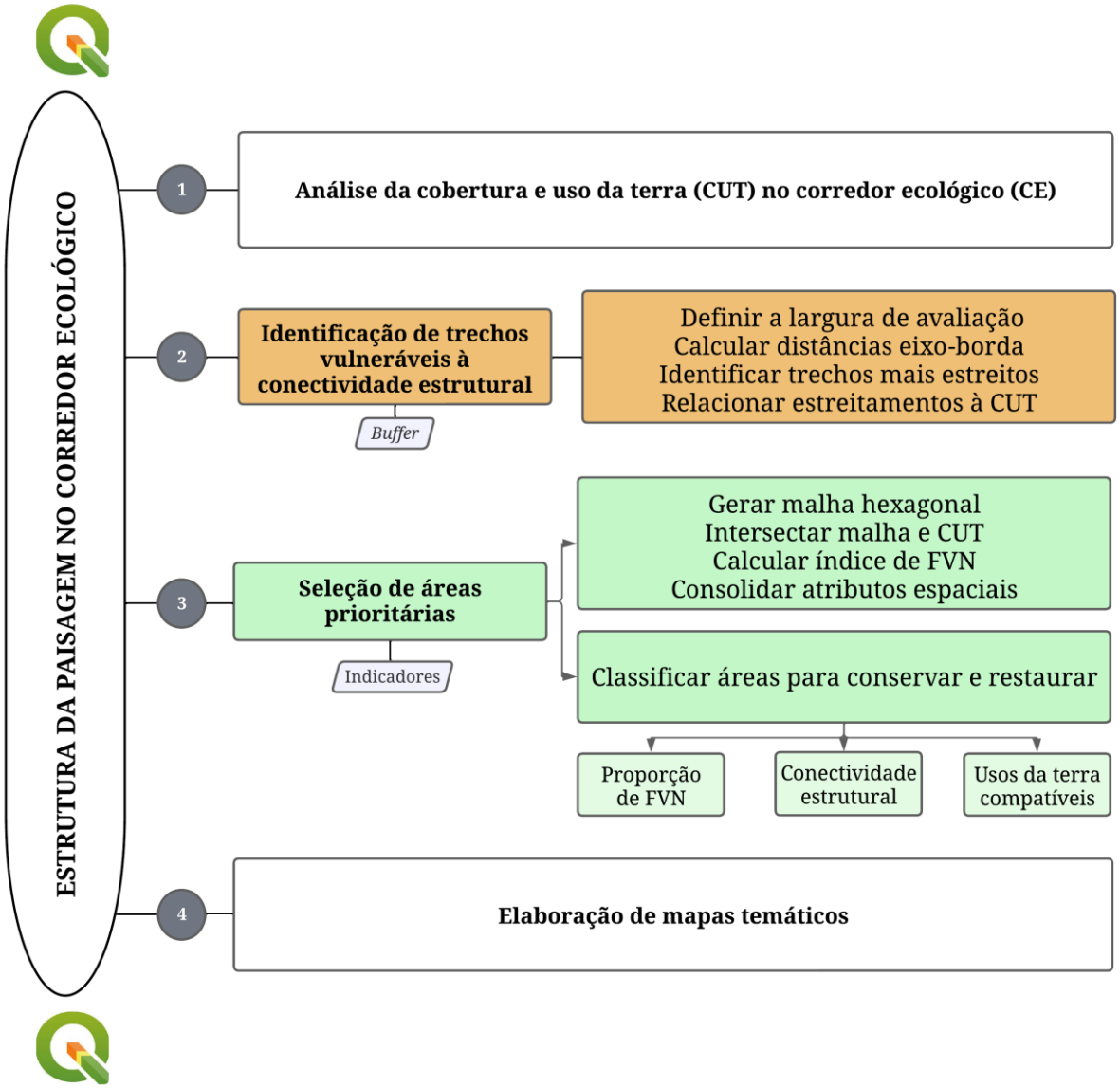
Para complementar as análises quantitativas e espaciais, foram elaborados mapas temáticos no *software* QGIS (v. 3.34), representando os diferentes aspectos investigados neste estudo.

Por fim, no intuito de avaliar a estabilidade da rota do corredor ao longo do tempo, foi realizada uma modelagem adicional do caminho de menor custo para o ano de 1985, com base na classificação da CUT desse período. Com isso, foi possível comparar o traçado do corredor gerado para 1985 com o obtido para 2024, permitindo verificar se as transformações ocorridas na paisagem ao longo das últimas quatro décadas impactaram significativamente a conectividade entre os ambientes naturais da ZCSSC05. Essa análise possibilitou avaliar a persistência dos ambientes que sustentam a conectividade estrutural e fornecer subsídios para a conservação de áreas-chave na área do CE.

3.3.3 Análise da composição e configuração da paisagem na área do corredor ecológico

A composição e a configuração da paisagem na área do CE foram analisadas por meio de um conjunto de procedimentos espaciais, conforme sintetizado na Figura 8. Essas etapas metodológicas permitiram caracterizar a CUT, avaliar a conectividade estrutural ao longo da extensão do corredor e identificar trechos com maior potencial para conservação e/ou restauração.

Figura 8 - Fluxograma de procedimentos utilizados para a análise da composição e configuração da paisagem na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



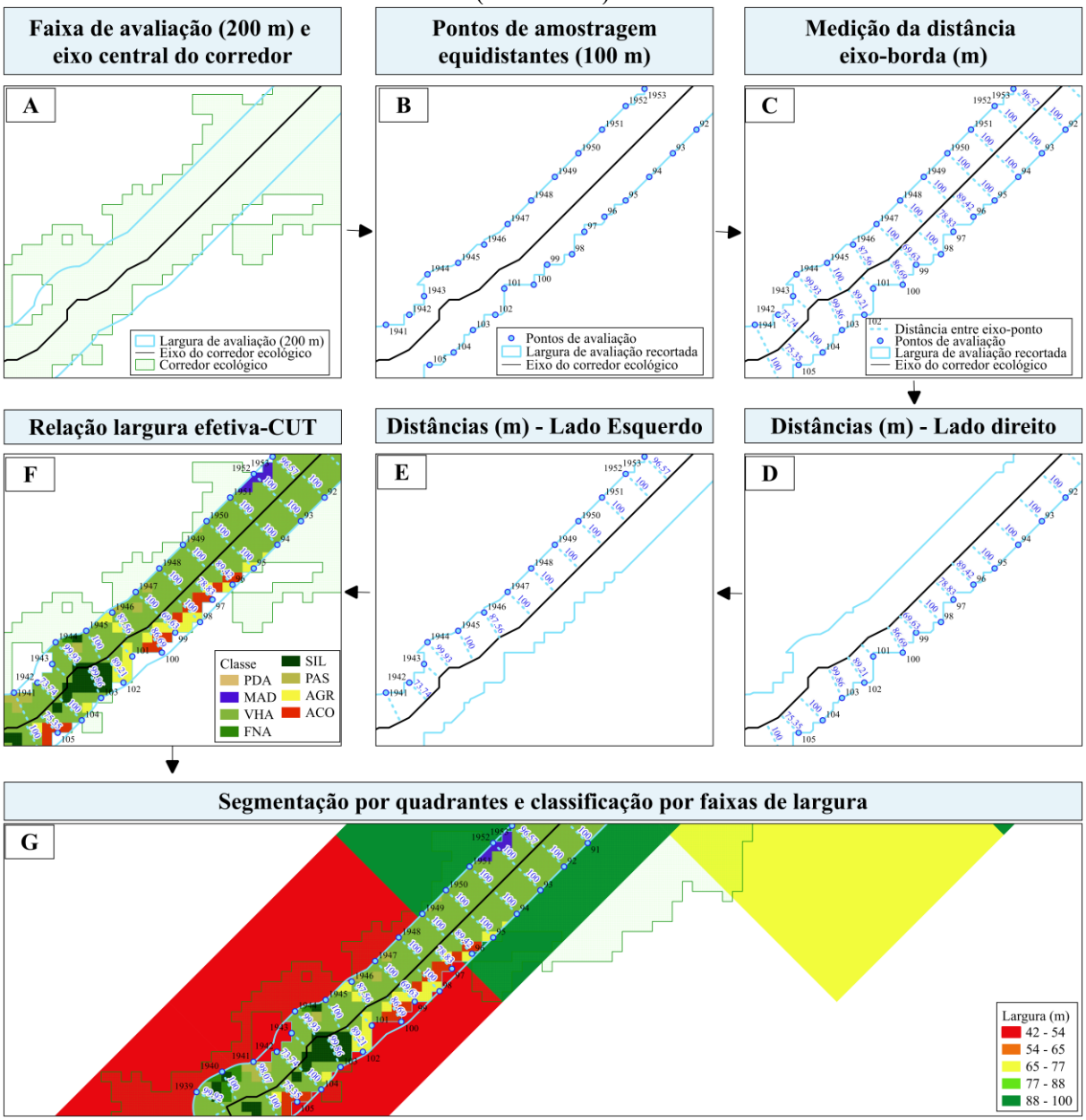
Fonte: Da autora.

Após a definição dos limites do corredor, a imagem classificada de CUT referente ao ano de 2024 foi recortada para o corredor, a fim de quantificar a distribuição espacial das classes presentes e caracterizar a estrutura geral da paisagem do corredor. Os resultados foram exportados e organizados em planilhas eletrônicas, servindo de base para as etapas analíticas seguintes.

3.3.3.1 Identificação de trechos vulneráveis à conectividade estrutural

A identificação dos trechos vulneráveis à conectividade estrutural ao longo do corredor é importante, pois oportuniza ações de restauração. As principais etapas desse procedimento são apresentadas na Figura 9, que sintetiza o fluxo analítico desde a definição da largura de referência até a categorização dos segmentos em classes de vulnerabilidade estrutural.

Figura 9 - Etapas para identificação de trechos vulneráveis à conectividade estrutural na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



(A) Faixa de avaliação (200 m; 100 m por lado) e eixo central do CE. (B) Pontos de amostragem equidistantes (intervalo = 100 m) recortados na faixa de avaliação. (C–E) Mensuração da distância (m) entre o eixo central e cada ponto lateral (distância eixo-ponto); (D) lado direito; (E) lado esquerdo. (F) Trechos com largura efetiva (distância eixo-borda menor que 100 m (estreitamento) ou maior que 100 m (largura adequada)) e associação espacial com classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT). (G) Segmentação por quadrantes regulares (1.000 × 1.000 m) e classificação por faixas de largura para identificar estreitamentos.

Fonte: Da autora.

O método baseou-se na variação da largura do corredor com sobreposição de um raio de avaliação de estreitamentos previamente fixado. A escolha da largura em CE deve equilibrar conectividade ecológica, viabilidade de implementação e restrições locais, por exemplo, larguras entre 30 m e 200 m são comuns considerando a existência de áreas urbanas, aves e pequenos vertebrados (Feng; Gong; Liang, 2025; Li *et al*., 2022; Liu *et al*., 2023; Wang *et al*., 2022).

Para a detecção dos estreitamentos, foi definida uma largura fixa de 200 m ao longo do corredor (*buffer*), equivalente a 100 m para cada lado do eixo central. Este critério de largura fixa foi adotado com base no disposto na Resolução CONAMA nº 09/1996 (Brasil, 1996b), que estabelece em seu art. 3º a largura mínima de 100 m. Segundo esta mesma Resolução, ... "Quando em faixas marginais a largura mínima estabelecida se fará em ambas as margens do rio". Como o corredor proposto está localizado em AU e o seu eixo central coincide com a cota mais baixa do terreno, por onde fluem os canais de conexão entre as lagoas da região, a largura total, considerando as duas margens foi de 200 m.

A avaliação da largura efetiva foi iniciada com a delimitação dessa faixa de referência (100 m) a partir do eixo central, sendo a largura fixa recortada pelos limites do corredor. Para a amostragem, foram criados pontos de referência distribuídos a cada 100 m ao longo das laterais do eixo central do corredor por meio da ferramenta Geometria do vetor > Pontos ao longo da geometria.

A distância eixo-borda foi obtida em cada ponto de amostragem utilizando algoritmo da ferramenta GRASS GIS (*Vector > v.distance*. *from vector map*; *to vector map*; *upload*: *Values describing the relation between two nearest features*; *Columm name(s) where values specified by upload options will be uploaded*; *Nearest*; *Distance*). Este procedimento permitiu calcular a distância precisa dos pontos laterais de volta para o eixo central do corredor, resultando em uma caracterização contínua da variação de largura.

Com base nas medições, os trechos estreitos foram identificados onde a distância eixo-borda medida foi inferior ao limiar de referência de 100 m. Esses segmentos foram subsequentemente associados com as diferentes classes de uso da terra, permitindo identificar quais deles mais influenciam a redução da conectividade estrutural.

Os valores das distâncias foram inicialmente exportados do *software* QGIS (v. 3.34) para uma planilha eletrônica e, posteriormente, processados no *software* R (v. 4.4.1) para a

geração de gráficos e sínteses numéricas, possibilitando uma interpretação detalhada dos padrões espaciais observados.

Dada a extensão linear do CE (95,38 km) adotou-se uma abordagem regionalizada para representar de forma mais precisa os trechos de estreitamento. Para isso, foi gerada uma grade vetorial regular composta por células de 1.000 × 1.000 m (Vetor > Investigar > Criar grade. Tipo: Diamante), permitindo a definição de unidades espaciais contínuas de análise.

A partir dessa grade, selecionaram-se os quadrantes que interceptavam os pontos previamente distribuídos ao longo do eixo central do corredor (ferramenta Vetor geral > Unir atributos pela localização. Predicado geométrico: intersecta; Campos a sumarizar: largura; Sumários a calcular: Contagem, Mínima, Máxima e Média), associando-se os valores de distância calculados para cada ponto ao quadrante correspondente. Cada quadrante constituiu uma unidade de síntese para o cálculo de estatísticas descritivas da largura do corredor. A análise foi conduzida separadamente para ambos os lados do CE.

Os valores mínimos de distância foram adotados como métrica principal por refletirem de forma mais fiel os gargalos estruturais do corredor. Com base neles, os quadrantes foram classificados em cinco faixas de largura, abrangendo desde os trechos mais estreitos até aqueles que se aproximam dos 100 m para cada lado. Essa classificação permitiu delimitar espacialmente as áreas de estreitamento ao longo do CE. O cruzamento entre os quadrantes classificados e as classes de CUT permitiu identificar os usos da terra que mais contribuem para a redução da conectividade estrutural.

As definições dos parâmetros utilizados nesta etapa foram estabelecidas a partir de testes preliminares de sensibilidade, nos quais se avaliaram diferentes distâncias laterais, tamanhos de quadrantes e números de faixas de classificação. Em relação à distância lateral em torno do eixo central, verificou-se que valores inferiores a 100 m resultaram em um número excessivo de pontos, sem ganho analítico proporcional, enquanto distâncias superiores reduziram a capacidade de detecção de estreitamentos locais. De modo semelhante, a variação do tamanho dos quadrantes evidenciou que unidades muito pequenas geravam uma segmentação excessiva, produzindo uma análise demasiadamente fragmentada, ao passo que quadrantes maiores conduziam a uma representação mais generalizada da paisagem, diluindo variações relevantes ao longo do corredor. Por fim, a definição do número de faixas de classificação também demonstrou sensibilidade: um número elevado de classes produzia

subdivisões desnecessárias e dificultava a interpretação, enquanto um número reduzido simplificava a representação e omitia variações significativas.

Assim, os parâmetros adotados corresponderam ao melhor compromisso entre nível de detalhamento e consistência interpretativa, permitindo representar de forma adequada as variações de largura ao longo do corredor para fins de identificação dos trechos estruturalmente mais vulneráveis.

Por fim, mapas temáticos foram elaborados no QGIS (v. 3.34), possibilitando a visualização integrada dos estreitamentos e de sua relação com os padrões de uso da terra.

3.3.3.2 Seleção de áreas prioritárias para conservação e restauração

Enquanto a etapa anterior permitiu reconhecer trechos onde a conectividade estrutural é mais vulnerável devido ao estreitamento do corredor, nesta etapa amplia-se a escala de análise para considerar a distribuição espacial das FVN em todo o corredor. Assim, o foco desloca-se da identificação pontual de gargalos para a compreensão da conectividade como uma característica derivada da continuidade dos ambientes naturais, sobretudo dos fragmentos de FVN, subsidiando a definição de áreas prioritárias para conservação e restauração.

Para operacionalizar essa análise em escala de paisagem, adotou-se uma malha regular de células hexagonais como unidade de análise espacial. Cada hexágono foi tratado como uma unidade territorial contínua para a quantificação da proporção de FVN e para a avaliação da conectividade estrutural. O uso de grades regulares em Ecologia de Paisagem tem sido amplamente empregado como estratégia metodológica para particionar grandes áreas em unidades homogêneas de planejamento, facilitando a integração, comparação e síntese das informações espaciais (Andrade; Steinke, 2023; Lima, 2014).

Optou-se pelo uso de células hexagonais devido às suas propriedades geométricas, que reduzem efeitos de borda, asseguram consistência na análise de vizinhança e, por se aproximarem mais da forma circular em comparação aos quadrados, favorecem a modelagem de processos ecológicos, o mapeamento de fluxos e a análise da conectividade, além de facilitar a interpretação visual (Birch; Oom; Beecham, 2007). Essas malhas minimizam distorções entre células vizinhas e se mostram vantajosas para modelar fenômenos naturais que não seguem padrões ortogonais (Brasileiro *et al*., 2013; Giralt Paradell; Díaz López; Methion, 2019; Leal, 2016; Lima, 2014; Ramos *et al*., 1976).

Diante disso, foi gerada uma malha hexagonal no *software* QGIS (v. 3.34) (*Vetor > Investigar > Criar grade*. Tipo: Hexágono) composta por 6.501 unidades de paisagem. Cada célula apresenta espaçamento vertical e horizontal de 100 m, resultando em hexágonos com área individual de 0,87 ha. O diâmetro de 100 m foi escolhido por representar de forma mais adequada a variação espacial dos dados e por permitir uma análise mais detalhada em escala local, compatível com o objetivo de identificar áreas potenciais para ações focadas em conservação e restauração. Essa definição resultou de testes preliminares de sensibilidade a parâmetros, realizados com diferentes tamanhos de hexágonos, que permitiram avaliar o efeito da escala da unidade de análise sobre os padrões de cobertura vegetal e de conectividade. Observou-se que hexágonos maiores geravam uma representação mais generalizada da paisagem, enquanto o tamanho de 100 m proporcionou melhor desempenho na detecção de variações locais e na caracterização de trechos críticos para conservação e restauração.

A análise espacial foi conduzida a partir da sobreposição da imagem classificada da CUT de 2024, em formato vetorial, com a malha hexagonal no *software* QGIS (v. 3.34) (Vetor > Geoprocessamento > Interseção). A malha não foi recortada nos limites formais do corredor, de modo que todos os hexágonos que apresentaram qualquer interseção fossem incluídos na análise.

Assim, para calcular a proporção de FVN em cada hexágono, foram consideradas as classes VHA e FNA. O índice de FVN foi obtido a partir da razão entre a área ocupada por essas classes dentro de cada hexágono e a área total da respectiva unidade de paisagem, conforme expresso na Equação 9:

$$FVN = \frac{FNA + VHA}{A_{hex}} \times 100 \quad (9)$$

Onde:

FVN = percentual de área ocupada por vegetação nativa no hexágono;

FNA = área total da classe Floresta Nativa no hexágono (em ha);

VHA = área total da classe Vegetação Herbácea e Arbustiva no hexágono (em ha);

A_{hex} = área total do hexágono (0,87 ha).

Os valores do índice de vegetação nativa variaram de 0 (ausência de FVN no hexágono) a 1 (hexágono totalmente coberto por FVN). Os resultados obtidos foram exportados

para o *software* QGIS (v. 3.34) e incorporados à malha hexagonal como atributos não espaciais. Posteriormente, os dados foram organizados em classes com intervalos de 10% para facilitar as análises dos limitares de percolação e de habitat.

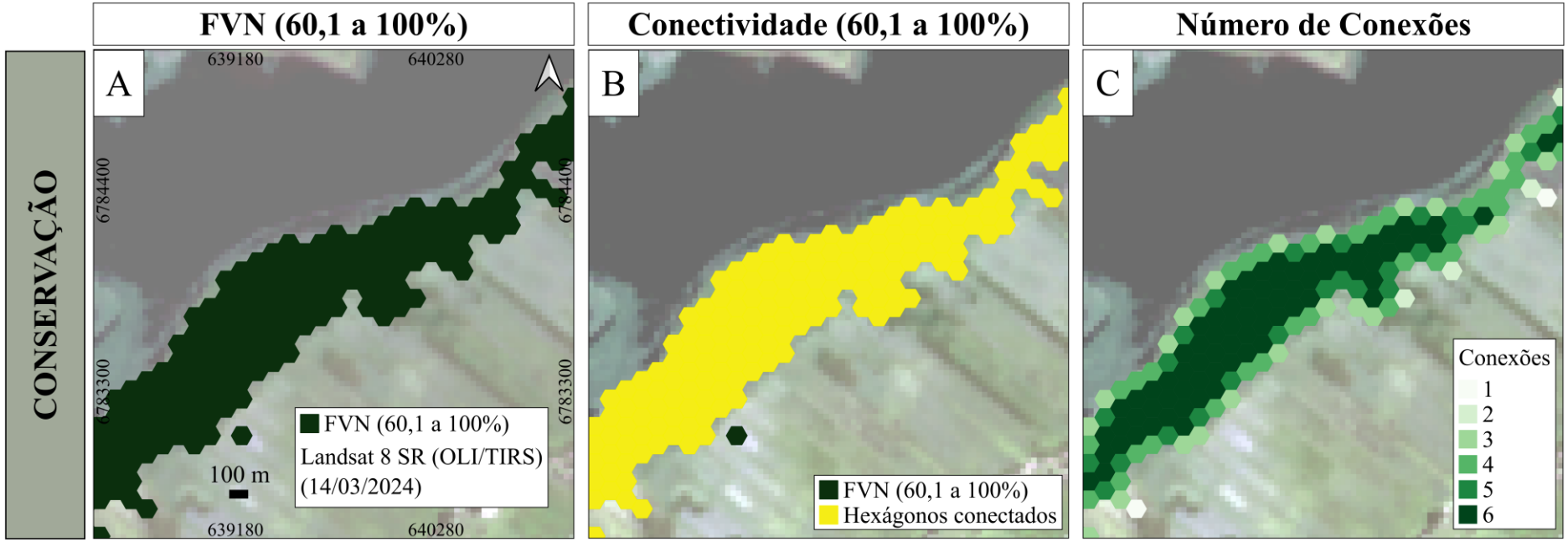
A seleção das áreas prioritárias para conservação e restauração foi guiada por dois critérios principais: (i) proporção de FVN e (ii) conectividade estrutural entre hexágonos adjacentes. Com base no primeiro critério, considerou-se que maiores proporções de vegetação nativa estão associadas aos limiares de percolação, conforme proposto por Stauffer e Aharony (1994), que indicam a formação de uma rede contínua de habitat acima de certos valores de cobertura (pc = 0,5928). Em complemento, os efeitos da perda de habitat descritos por Andrén (1994) reforçam a importância de incorporar áreas com cobertura intermediária, desde que contribuam para a coesão espacial da vegetação nativa. Esse autor identificou que, quando a proporção de habitat remanescente cai abaixo de aproximadamente 30%, a paisagem tende a sofrer uma mudança abrupta em sua estrutura, marcada pela ruptura da conectividade e pelo aumento acentuado do isolamento entre fragmentos, um padrão conhecido como limiar de habitat.

Assim, o limiar de 60% de FVN foi adotado como referência para áreas a serem conservadas, de acordo com o valor crítico de percolação (Stauffer; Aharony, 1994), enquanto o valor de 30% (Andrén, 1994) foi utilizado como limite mínimo para áreas passíveis de restauração.

Assim, a Figura 10 sintetiza o método utilizado para a seleção de áreas prioritárias para conservação. Com relação à seleção das áreas prioritárias para restauração, a Figura 11 apresenta uma síntese espacial, representando as etapas do processo analítico.

.

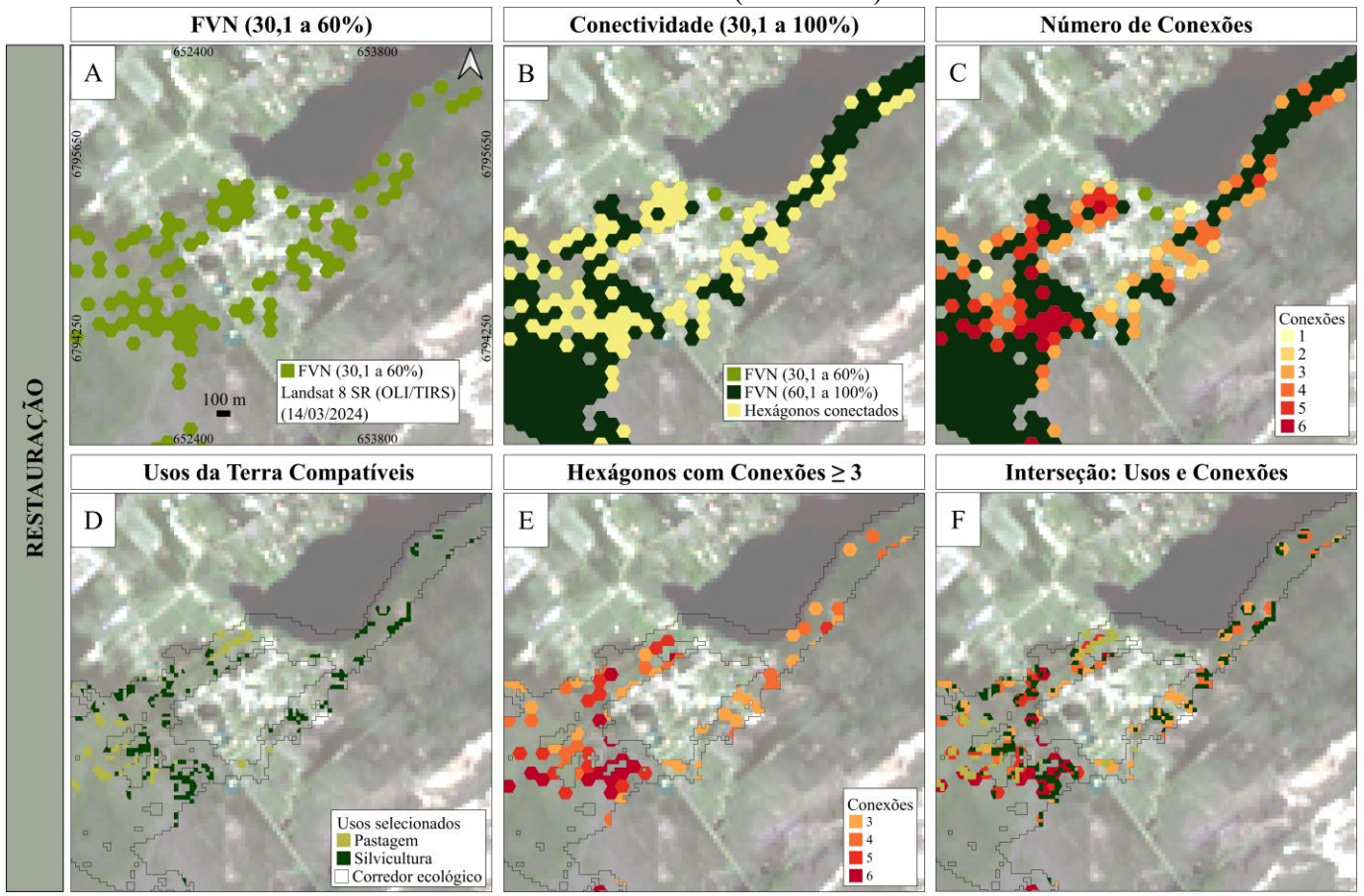
Figura 10 - Seleção de hexágonos prioritários para conservação na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



(A) distribuição espacial dos hexágonos da malha; (B) hexágonos conectados diretamente a pelo menos um vizinho da mesma classe (conexões por arestas); (C) contagem do número de conexões diretas por hexágono (de 1 a 6), permitindo identificar aqueles com maior grau de continuidade ecológica e, portanto, maior prioridade para conservação.

Fonte: Da autora.

Figura 11 - Seleção de hexágonos prioritários para restauração na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



(A) hexágonos com FVN entre 30,1% e 60%; (B) hexágonos conectados com outros da mesma classe ou superior (≥ 60,1%); (C) número de conexões diretas; (D) usos da terra (SIL e PAS) recortados pelos hexágonos; (E) conexões selecionadas; (F) sobreposição entre uso da terra e conectividade.

Fonte: Da autora.

Com base nesses parâmetros, os hexágonos foram classificados em três categorias: alta cobertura (> 60%), média cobertura (30,1% – 60%) e baixa cobertura (< 30%). Para fins de conservação, foram selecionados os hexágonos com FVN superior a 60%, por concentrarem áreas contínuas de vegetação nativa, essenciais para os fluxos ecológicos. Para a restauração, priorizaram-se os hexágonos com FVN entre 30,1% e 60%, por apresentarem potencial de reconexão com fragmentos adjacentes. As unidades com menos de 30% foram desconsideradas devido à intensa ocupação antrópica, bem como aquelas com mais de 60%, por apresentarem elevado percentual de vegetação nativa. Complementarmente, as análises de restauração consideraram a distribuição das classes de uso da terra com maior compatibilidade socioecológica para ações de restauração em cada hexágono.

A conectividade estrutural entre os hexágonos foi avaliada com base na contiguidade por arestas, adotando uma abordagem equivalente ao conceito de vizinhança *rook* aplicado a matrizes regulares (McGarigal; Cushman; Ene, 2023). Para assegurar que a identificação dos vizinhos fosse precisa, realizou-se previamente o procedimento “Ajustar geometria à camada” no QGIS (v. 3.34), com tolerância definida em 0,01 e comportamento configurado para “Preferir alinhar nós, inserir vértices extra quando necessário”. Essa etapa garantiu o alinhamento geométrico entre os hexágonos, evitando pequenas discrepâncias topológicas que poderiam comprometer a contagem de vizinhos.

Após esse ajuste, a conectividade foi mensurada utilizando o algoritmo “Unir atributos pela localização (sumário)”, disponível em VETOR GERAL. A malha hexagonal foi cruzada consigo mesma empregando o predicado espacial toca (*touches*), de modo a identificar exclusivamente as feições que compartilham arestas. Os sumários calculados incluíram contagem, mínimo e máximo do campo Percentual, permitindo quantificar o número de vizinhos adjacentes (de 1 a 6) e verificar a classe de cada um deles. Em seguida, procedeu-se à seleção por expressão na Tabela de Atributos para identificar os hexágonos com maior número de conexões diretas. A opção pela contiguidade por arestas, em detrimento de vizinhanças mais permissivas (que consideram também vértices), segue princípios da teoria da percolação, segundo a qual a conectividade só se estabelece por meio de ligações diretas entre unidades espaciais (Stauffer; Aharony, 1994). Essa definição mais conservadora de adjacência é adequada para identificar blocos contíguos de vegetação nativa relevantes ao planejamento territorial, uma vez que enfatiza a continuidade física efetiva entre unidades espaciais.

A categorização final considerou como prioridade alta os hexágonos com seis vizinhos conectados (vizinhança completa), prioridade intermediária aqueles com quatro a

cinco conexões diretas, e prioridade complementar os que apresentam até três vizinhos adjacentes (Tabela 10). Essa classificação permitiu identificar tanto os núcleos de conectividade estrutural quanto os segmentos que funcionam como ligações potenciais entre manchas mais amplas de vegetação nativa.

Tabela 10 - Critérios de seleção e categorização das áreas para conservação e restauração na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), considerando a proporção de Formações Vegetais Nativas (FVN), a conectividade estrutural e o uso da terra, baseados em malha hexagonal de 100 m

Ação	FVN (%)	Conectividade		Nível de prioridade
		Critérios	Número de conexões	
Conservação	60,1 a 100	Conectado a pelo menos 1 hexágono com FVN no mesmo intervalo (≥ 60,1%).	1 a 3	Complementar
			4 a 5	Intermediário
			6	Alto
Restauração	30,1 a 60	Conectado a pelo menos 1 hexágono com FVN igual ou superior (≥ 60,1%).	1 a 3	Complementar
			4 a 5	Intermediário
			6	Alto
		Uso da terra compatível com restauração: Silvicultura e/ou Pastagem	3 a 6	Compatível

Fonte: Da autora.

Para as ações de conservação, foram considerados potenciais os hexágonos com FVN entre 60,1% e 100%, conectados diretamente com pelo menos um hexágono da mesma faixa de cobertura vegetal. Foram definidos como prioritários aqueles com quatro a seis conexões, indicando maior continuidade estrutural.

No caso da restauração, foram selecionadas as unidades com FVN entre 30,1% e 60%, desde que apresentassem conexão direta com pelo menos um hexágono da mesma categoria ou superior (≥ 60,1%). Nesses hexágonos, a vegetação nativa já existente não constitui o foco da intervenção, sendo priorizadas as porções ainda desprovidas de cobertura natural, consideradas áreas potencialmente restauráveis.

Para incorporar o uso da terra à análise e refinar a seleção das áreas a serem restauradas, realizou-se a sobreposição espacial da camada de classificação da CUT do ano de 2024 com a camada de hexágonos com grau de conectividade estrutural entre três e seis vizinhos. Essa operação foi executada no software QGIS (v. 3.34) (Vetor > Geoprocessamento > Interseção), resultando em uma nova camada contendo apenas os trechos dos hexágonos

dentro do intervalo de FVN e conectividade desejados, bem como as categorias de uso da terra selecionadas.

Em seguida, foi utilizada a ferramenta “Juntar atributos por campo de valor” com base no identificador único dos hexágonos (*id*), a fim de reincorporar à camada resultante a informação referente ao número de conexões de cada unidade espacial. A partir dessa camada consolidada, foram avaliadas as categorias de uso presentes em cada feição, de modo a selecionar aquelas compostas exclusivamente pelas classes SIL e/ou PAS, entendidas como áreas compatíveis com as diretrizes de restauração ecológica adotadas neste estudo. Foram excluídas das análises as áreas de uso consolidado, como AGR e ACO, devido à baixa viabilidade de conversão ambiental e socioeconômica associada a esses setores. Essa decisão é coerente com os princípios de priorização apresentados por Strassburg *et al*. (2020), que ressaltam que processos de restauração devem considerar o custo de oportunidade e os impactos sobre atividades produtivas, de modo a evitar conflitos e maximizar a eficiência das ações. Assim, áreas não urbanizadas e com menor intensidade de uso tendem a oferecer maior viabilidade para recuperação ecológica.

Embora os dados de área em hectare para SIL e PAS tenham sido calculados previamente, a Equação 10 representa a relação proporcional que define a área potencial de restauração (A_{res}) de cada unidade hexagonal. Onde o somatório das porcentagens de SIL e PAS é convertido em hectare para obter a área absoluta disponível:

$$A_{res} = A_{hex} \times \frac{SIL + PAS}{100} \tag{10}$$

Onde:

A_{res} = área potencial de restauração (em ha);

A_{hex} = área total do hexágono (0,87 ha);

SIL = porcentagem de Silvicultura no hexágono (%);

PAS = porcentagem de Pastagem no hexágono (%).

Visando representar de forma integrada a lógica metodológica empregada na identificação das áreas prioritárias para conservação e restauração, foram elaboradas equações complementares, que sintetizam o processo decisório a partir dos critérios de cobertura vegetal e conectividade espacial.

Assim, a seleção dos hexágonos prioritários para conservação pode ser expressa pela Equação 11:

$$H_{con} = \{H_i \mid FVN_i \geq 60{,}1\% \ \wedge \ C_i \ \geq 1\} \quad (11)$$

Onde:

H_{con} = conjunto de hexágonos selecionados para conservação;

Hi = hexágono individual (*i*);

FVN_i = proporção (em percentual) de FVN no hexágono *i*;

C_i = número de conexões diretas do hexágono *i* com outro hexágono que também possui FVN ≥ 60,1%;

∧ = operador lógico "*e*".

Já a seleção dos hexágonos destinados às ações de restauração considerou aqueles com cobertura vegetal intermediária (30,1–60%) e conectividade direta com áreas de alta integridade ecológica (≥ 60,1%), conforme a Equação 12:

$$H_{res} = \{H_i \mid 30{,}1\% \leq FVN_i \leq 60\% \ \wedge \ C_i \geq 1 \ \wedge \ (SIL_i + PAS_I) > 0\} \quad (12)$$

Onde:

H_{res} = conjunto de hexágonos selecionados para restauração;

30,1% ≤ *FVNi* ≤ 60% = critério de cobertura vegetal intermediária;

$C_i \geq 1$ = critério de conectividade mínima (conectado a hexágono com FVN ≥ 60,1%);

(*SILi* e PAS_I) > 0 = critério de viabilidade (existência de área foco para restauração).

Dessa forma, a área potencial de restauração (A_{res}) corresponde à soma das áreas de SIL e PAS contidas nos hexágonos selecionados, conforme Equação 13:

$$A_{res} = \sum_{i \in H_{res}} (SIL_{ha,i} \ + \ PAS_{ha,i}) \quad (13)$$

Onde:

A_{res} = área total potencial de restauração (em ha);

$\sum_{i \in Hres}$ = somatório de todos os hexágonos *i* que pertencem ao conjunto de hexágonos selecionados para restauração (H_{res});

$SIL_{ha,i}$) = área da Silvicultura em ha no hexágono *i*;

$PAS_{ha,i}$ = área da Pastagem em ha no hexágono *i*.

Essa formulação sintetiza a integração entre critérios de cobertura vegetal, conectividade e uso da terra, permitindo delimitar espacialmente as áreas prioritárias para manutenção e recomposição da vegetação nativa no CE. Por fim, os dados foram exportados para planilha eletrônica para quantificação das áreas elegíveis e organização dos resultados.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA COBERTURA E USO DA TERRA NA ZONA COSTEIRA DO SUL DE SANTA CATARINA – SETOR 05

As geotecnologias, ao integrarem SR, SIG e plataformas de processamento em nuvem, ampliam a capacidade de análise espacial e temporal, possibilitando o processamento de grandes volumes de dados e mapeamentos cada vez mais detalhados (Toth; Jóźków, 2016). Esses produtos são fundamentais para compreender a dinâmica da paisagem e constituem instrumentos essenciais à proteção e à restauração dos ecossistemas (Gorelick *et al.*, 2017; Radeloff *et al.*, 2024). Nesse contexto, a classificação da CUT para os anos de 1985, 2004 e 2024 permitiu identificar eficientemente as transformações ocorridas na paisagem ao longo das últimas quatro décadas e subsidiar as análises desenvolvidas neste estudo.

Com relação à validação da classificação, todos os anos analisados apresentaram índices de acurácia elevados, com acurácia global superior a 93% (Tabela 11), consistente com estudos realizados na mesma região, como o de Scussel *et al*. (2024), em que métodos semelhantes resultaram em acurácia comparável, confirmando a confiabilidade dos dados. Os resultados gerados na interface do *Code Editor* do *GEE* estão expostos nos Apêndices D–F. As matrizes de confusão correspondentes as três datas analisadas, utilizadas para avaliar o desempenho do classificador *RF*, estão apresentadas no Apêndice G. Essas matrizes reúnem os valores de acurácia geral, acurácia do produtor e do consumidor, erros de omissão e de comissão, permitindo verificar a consistência dos resultados obtidos e a confiabilidade das classificações de CUT em cada período analisado.

Segundo Landis e Koch (1977), valores de concordância acima de 0,81 indicam classificação quase perfeita, enquanto Congalton e Green (2019) destacam que acurácias superiores a 85% podem ser consideradas excelentes em mapeamentos temáticos da CUT. Em 1985, o maior erro de omissão foi registrado na classe SIL (14,97%), principalmente devido à confusão com FNA e VHA, fenômeno já relatado em estudos que destacam a dificuldade de separar plantações homogêneas de florestas nativas em imagens orbitais (Chen *et al.*, 2021; Ganem *et al.*, 2025; Shimabukuro *et al.*, 2022). Em 2004, o maior erro de omissão ocorreu para AGR (13,85%), interpretada como VHA e PAS, o que corrobora resultados anteriores que ressaltam a dificuldade recorrente de distinguir as culturas anuais das pastagens em séries temporais *Landsat* (Oliveira *et al.*, 2020; Rodrigues *et al.*, 2020). Já em 2024, a classe VHA

apresentou o maior erro de omissão (12,79%), também tendendo a ser classificada como PAS, padrão compatível com a semelhança espectral observada entre vegetação herbácea costeira e pastagens em ambientes litorâneos (Martínez Prentice *et al.*, 2021). Por outro lado, as classes PDA e MAD mantiveram os melhores desempenhos, com médias de acurácia do produtor de 99,50% e do consumidor de 99,73% ao longo dos anos avaliados, reforçando a consistência da classificação.

Tabela 11 - Acurácia geral da classificação da Cobertura e Uso da Terra (CUT) presente na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) para os anos de 1985, 2004 e 2024, por classe e em percentual

Classes de cobertura e uso da terra	Acurácia do produtor (%)			Acurácia do consumidor (%)		
	1985	2004	2024	1985	2004	2024
Praia, Duna e Areal (PDA)	99,67	100	99,66	99,02	100	100
Massa d'Água (MAD)	99,64	99,7	97,01	100	99,7	99,66
Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA)	88,67	88,52	87,21	90,43	80,47	87,21
Floresta Nativa (FNA)	94,72	90,53	94,66	89,97	90,85	93,33
Silvicultura (SIL)	85,03	88,85	89,36	91,91	91,32	91,64
Pastagem (PAS)	96,30	93,07	95,30	92,26	91,86	89,87
Agricultura (AGR)	92,23	86,15	87,68	92,23	91,73	93,08
Área Construída (ACO)	89,51	97,00	97,03	90,46	98,17	93,93
Acurácia por ano	93,22	92,98	93,49	93,28	93,01	93,59
Acurácia geral	93%					

Fonte: Da autora.

Apesar dos resultados satisfatórios, é importante reconhecer que a acurácia global não elimina possíveis incertezas associadas à confusão espectral entre classes com assinaturas espectrais semelhantes, como VHA, PAS e AGR. Essas limitações, inerentes à resolução espacial e espectral dos sensores, indicam que futuras análises poderiam se beneficiar do uso de séries temporais mais densas e de imagens de maior resolução, capazes de refinar a distinção entre coberturas de solo e captar variações sazonais com maior precisão.

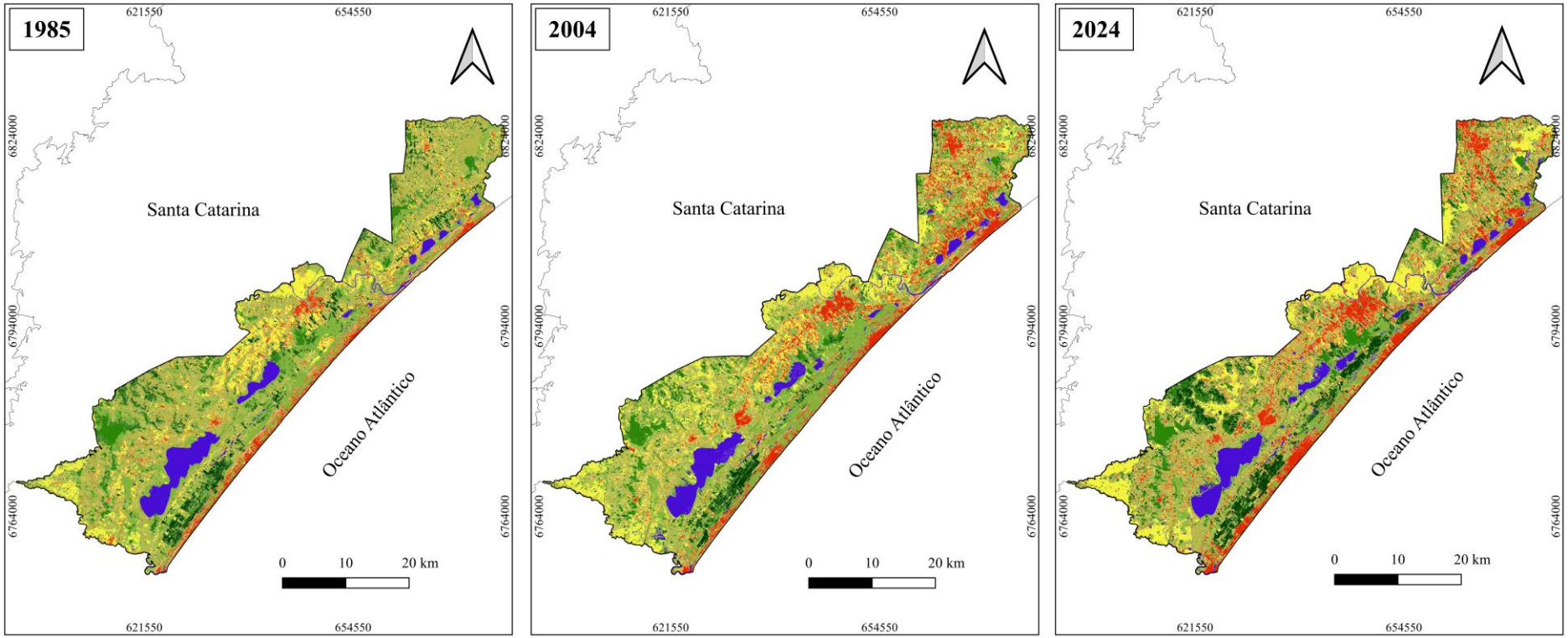
Os padrões de erro refletem, em parte, limitações espectrais perante a presença de mosaicos complexos de CUT, fatores que devem ser considerados na interpretação dos resultados. Ainda assim, as classificações demonstraram consistência e precisão adequadas, sustentando a robustez da análise da dinâmica da paisagem. Observa-se que o algoritmo *RF* apresentou desempenho satisfatório na atribuição de *pixels* às amostras de treinamento, assegurando consistência entre os anos avaliados. Esse desempenho corrobora evidências já

reportadas na literatura, nas quais a integração do *RF* ao *GEE* tem sido apontada como uma abordagem capaz de alcançar elevados níveis de precisão em diferentes contextos de mapeamento de CUT (Carvalho; Filho; Santos, 2021; Kouassi *et al.*, 2023; Rosa, 2018; Zhang *et al*., 2025).

A paisagem da ZCSSC05 caracteriza-se por um mosaico espacialmente heterogêneo, influenciado predominantemente pelas condições naturais representadas pela idade jovem de formação dos terrenos, características inerentes da dinâmica eólica que movimenta as dunas e resulta na recolonização recorrente da vegetação, pelos processos de sucessão natural nos espaços com maior teor de umidade, colmatação natural das lagoas, expansão da vegetação herbácea sobre os solos turfosos e pela sucessão vegetal natural. Além dessas, as atividades antrópicas, que juntas ocupam atualmente mais de 70% do território da macro área estudada (Figura 12 e Tabela 12), aqui representadas principalmente pelas atividades agropecuárias, cultivos de pinus e eucaliptos, extração de matérias para a construção civil e pela expansão urbana. Os mapas temáticos de CUT individualizados por ano podem ser visualizados nos Apêndices (H–J).

Considerando todas as classes de CUT, as áreas compostas por VHA e PAS foram predominantes na paisagem ao longo dos últimos 40 anos, seguidas pelas áreas destinadas à AGR e ACO, incluindo principalmente a expansão urbana. A classe PAS foi a mais representativa em 1985, cobrindo 35,57% da área. No entanto, essa cobertura sofreu uma redução expressiva em 2004, ocupando apenas 15,06%, mas voltou a expandir-se em 2024, atingindo 25,38% da paisagem. Em 1985, a classe VHA ocupava a segunda maior extensão territorial (28,48%), mantendo-se relativamente estável até 2004, com um leve incremento para 30,6%. No entanto, essa classe sofreu uma redução significativa em 2024, cobrindo apenas 17,89% da área. Essa oscilação está relacionada à conversão de áreas para atividades agrícolas, uma vez que a classe AGR dobrou sua extensão entre 1985 (12,72%) e 2004 (25,37%), mantendo-se relativamente estável em 2024, com uma leve redução para 22,61%.

Figura 12 - Cobertura e Uso da Terra (CUT) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) para os anos de 1985, 2004 e 2024



Fonte: Da autora.

Além disso, parte das áreas que servia de pastagem para o gado também foi convertida para loteamentos urbanos, o que é evidenciado pelo aumento significativo da classe ACO nos últimos 20 anos, praticamente dobrando a área de 1985 para 2024, fato também registrado por Pereira (2022) e Pereira e Zocche (2025). Dados dos Censos Demográficos de 2010 e 2022 do IBGE indicam que a população dos nove municípios da área de estudo cresceu 18,6% no período, revelando um processo contínuo de adensamento demográfico ao longo da faixa costeira (IBGE, 2010; IBGE, 2022). Esse crescimento, foi mais expressivo nos municípios de: Passo de Torres (48,6%), Balneário Gaivota (47,4%) e Balneário Arroio do Silva (39,4%) (IBGE, 2010; IBGE, 2022). Os dois primeiros figuram como os municípios mais dinâmicos, refletindo transformações estruturais associadas à valorização imobiliária, à expansão de loteamentos e ao aumento da migração sazonal e permanente para áreas litorâneas, processos já documentados para a ZCSSC05 (Cohenca; Scherer; Vieira, 2017).

Tais mudanças demográficas se articulam diretamente com a expressiva ampliação da classe ACO observada entre 1985 e 2024. A intensificação dos fluxos populacionais e a crescente demanda por moradia, infraestrutura e serviços urbanos impulsionaram a conversão de áreas previamente ocupadas por PAS e VHA, especialmente nas áreas mais próximas ao mar ou às principais vias de acesso.

A classe SIL apresentou um aumento expressivo, dobrando sua área entre 2004 (3,82%) e 2024 (7,99%). As classes MAD e FNA mantiveram-se relativamente estáveis ao longo das últimas quatro décadas, com pequenas variações em sua cobertura.

Nos últimos 20 anos, a classe PDA sofreu uma redução superior a 80% na sua extensão. A conversão desses solos arenosos para usos antrópicos evidencia a fragilidade ambiental da região e a inaplicabilidade/incompatibilidade da legislação vigente relacionada ao planejamento territorial e à preservação ambiental. Como essa classe ocupa naturalmente áreas restritas, sua redução acentuada reforça a necessidade de medidas eficazes para sua proteção.

Tabela 12 - Dados de área e percentuais das classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) para os anos de 1985, 2004 e 2024

Classe de cobertura e uso da terra	1985		2004		2024	
	Área (km²)	Área (%)	Área (km²)	Área (%)	Área (km²)	Área (%)
Ambientes naturais						
Praia, Duna e Areal (PDA)	12,17	0,87	9,94	0,71	2,17	0,15
Massa d'Água (MAD)	68,53	4,87	78,23	5,56	80,99	5,76
Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA)	400,68	28,48	430,73	30,60	251,73	17,89
Floresta Nativa (FNA)	50,48	3,59	60,33	4,29	58,87	4,18
Subtotal		37,8		41,1		27,9
Ambientes antrópicos						
Silvicultura (SIL)	72,06	5,12	53,71	3,82	112,48	7,99
Pastagem (PAS)	500,46	35,57	211,95	15,06	357,14	25,34
Agricultura (AGR)	178,96	12,72	357,13	25,37	318,14	22,61
Área Construída (ACO)	124,30	8,83	205,47	14,60	226,12	16,07
Subtotal		62,2		58,8		72,0
Total	1.407	100	1.407	100	1.407	100

Fonte: Da autora.

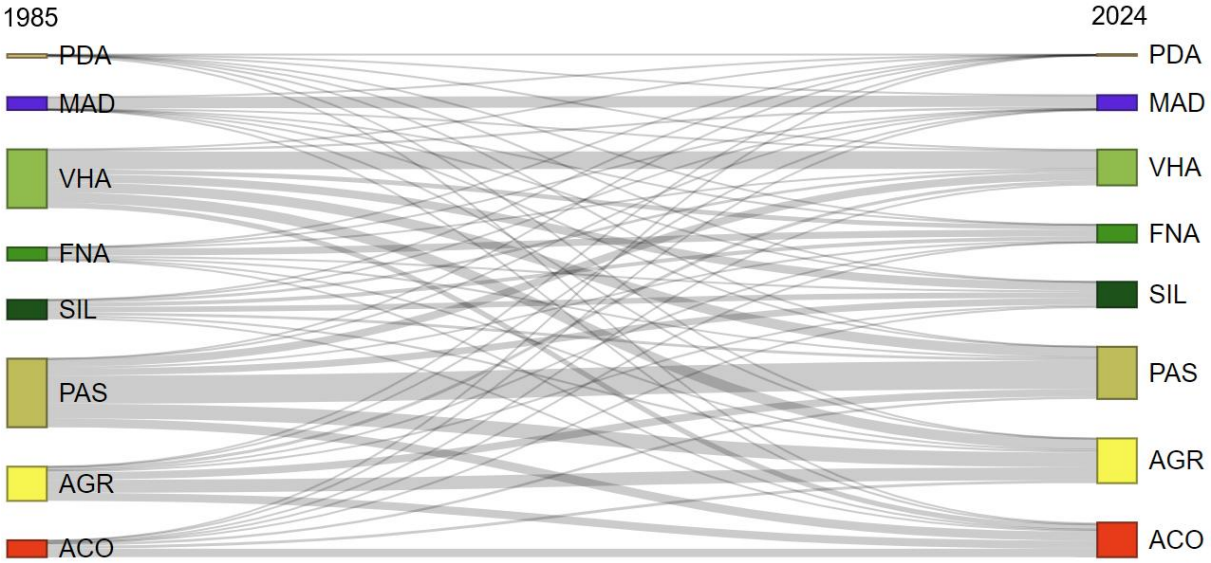
A matriz de contingência complementa a análise quantitativa ao ilustrar de forma visual as complexas interações e transições entre as classes de CUT entre 1985 e 2024, identificando os principais fluxos de área e evidenciando as dinâmicas de conversão e persistência. As espessuras dos arcos que conectam as classes de origem (1985) às classes de destino (2024) são proporcionais à magnitude da área transferida, revelando as tendências dominantes de mudança da paisagem. Para uma análise mais detalhada e específica por classe, as matrizes de contingência individuais estão disponibilizadas nos Apêndices (K–R).

A análise reforça a pressão sobre os ecossistemas naturais e a predominância de usos antrópicos na ZCSSC05 (Figura 13). Observa-se que a classe VHA apresenta arcos de saída expressivos, sobretudo para AGR, além de fluxos secundários para PAS, SIL e ACO, refletindo a fragmentação e a conversão das áreas de vegetação herbácea e arbustiva, representadas principalmente pela restinga herbácea e pela vegetação de áreas úmidas nas partes

mais baixas, banhados, turfeiras e entorno de lagoas em diferentes formas de uso. As MAD evidenciam conversões para VHA, o que pode estar associado a processos naturais e artificiais de eutrofização, colmatação e processos de desassoreamento e dragagem de canais (Pereira, 2022; Pereira; Zocche, 2025), o que leva à consequente expansão da vegetação herbácea-arbustiva sobre antigas áreas alagadas. Já a FNA apresenta saídas relevantes para SIL, seguidas por AGR, PAS e ACO, indicando que, apesar do pequeno saldo positivo ao longo da série temporal (Tabela 12), a floresta nativa ainda é fortemente pressionada por atividades produtivas e pela urbanização.

A relação entre SIL e FNA é notável, com fluxos em ambas as direções, o que pode representar tanto substituição cíclica entre silvicultura e regeneração florestal quanto confusões na classificação. Além disso, plantios antigos de eucaliptos, tendem a ser manejados após o primeiro corte, isto é, o manejo privilegia o rebrote dos troncos e geralmente não há o replantio de mudas. Esta prática favorece o desenvolvimento de espécies vegetais arbustivas e arbóreas pioneiras da Restinga o que resulta, ao longo do tempo, no desenvolvimento de capões de vegetação nativa entremeados nos plantios de eucaliptos, assim como de um sub-bosque mais denso. Esta fisionomia imprime maior rugosidade à classe nas imagens orbitais, aumentando a possibilidade de confusão na identificação das classes de cobertura em tais espaços.

Figura 13 - Matriz de contingência das mudanças nas classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) de 1985 a 2024, indicando as transições de área entre classes. Onde: Praia, Duna e Areal (PDA); Massa d'Água (MAD); Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA); Floresta Nativa (FNA); Silvicultura (SIL); Pastagem (PAS); Agricultura (AGR) e Área Construída (ACO)



Fonte: Da autora.

No âmbito dos usos agropecuários, os fluxos mais intensos ocorrem de PAS para AGR, indicando um processo de intensificação do uso da terra, com substituição de pastagens por lavouras. Também se observam fluxos inversos (AGR para PAS), embora em menor magnitude. A AGR, por sua vez, apresenta forte conversão para ACO, evidenciando a expansão da urbanização sobre áreas agrícolas. Classes como PAS, AGR e ACO mostram arcos de persistência robustos, revelando a consolidação e estabilidade desses usos na paisagem. Considerando os processos de permanência e as dinâmicas de substituição entre classes, destaca-se a redução de áreas naturais frente ao avanço de usos antrópicos.

Apesar da reconhecida importância ecológica dos ambientes naturais costeiros, sua manutenção tem sido comprometida pela intensificação de usos antrópicos. No estado de Santa Catarina, análises efetuadas por Souza e Costa (2020) apontam que, entre 2000 e 2010, houve expressiva expansão das atividades agropecuárias e da silvicultura, em paralelo à redução da vegetação nativa como um todo. Tendências semelhantes são observadas também na porção centro-sul do estado, onde entre 1985 e 2022 verificou-se aumento significativo das áreas urbanizadas, de cultivo de arroz, pastagem e silvicultura, com consequente redução de dunas e praias (Teixeira-Júnior; Dantas; Gentil, 2024). Esses padrões de conversão também foram registrados em promontórios costeiros do litoral centro-norte, onde formações naturais vêm sendo transformadas em loteamentos urbanos e áreas destinadas ao turismo (Ziembowicz; Marenzi; Espinoza, 2014).

Ao focar no extremo sul catarinense, Silva (2021) demonstrou que a expansão urbana e agrícola foram os principais vetores de alteração da CUT na Bacia Hidrográfica do Rio Araranguá. De forma convergente e para a mesma bacia hidrográfica, Scussel *et al.* (2024) apontaram que a classe Área Construída foi a que mais cresceu na região, enquanto Pastagem/Vegetação Herbácea sofreu redução de 5,6%, e as áreas de Floresta Nativa permaneceram relativamente estáveis em função da maior concentração em altitudes mais elevadas. Esses resultados reforçam a evidência de que a expansão urbana e agrícola exercem papel central na reconfiguração das paisagens, incluindo as de ambiente costeiro do extremo sul de Santa Catarina.

Teixeira *et al.* (1986) descreve que os primeiros colonizadores do ambiente costeiro desmataram intensamente as formações florestais em busca de terras agricultáveis. A substituição da vegetação original por atividades antrópicas e o posterior abandono dessas áreas têm favorecido o desenvolvimento de processos naturais de regeneração secundária. Nas áreas anteriormente cultivadas ou degradadas por uso intensivo do solo, inicia-se uma recomposição

ecológica gradual, marcada por estágios sucessionais que vão desde formações herbáceas e arbustivas até comunidades arbóreas mais estruturadas. Esses estágios caracterizam a vegetação secundária, descrita pela literatura como capoeiras (fases iniciais) e capoeirões (fases mais avançadas) (IBGE, 2012; Teixeira *et al*., 1986).

Essa condição existente na ZCSSC05 se alinha aos achados de Rosa *et al*. (2021), que identificaram um processo de rejuvenescimento da cobertura florestal nativa na Mata Atlântica, com substituição de florestas mais antigas por formações secundárias jovens em áreas marginais à agricultura mecanizada. Para os mesmos autores, essa dinâmica, embora possa sugerir estabilidade ou recuperação florestal em termos quantitativos, representa um risco à conservação e à provisão de serviços ecossistêmicos, uma vez que os fragmentos mais antigos (ecologicamente mais ricos e estruturados) continuam a sofrer com as perdas.

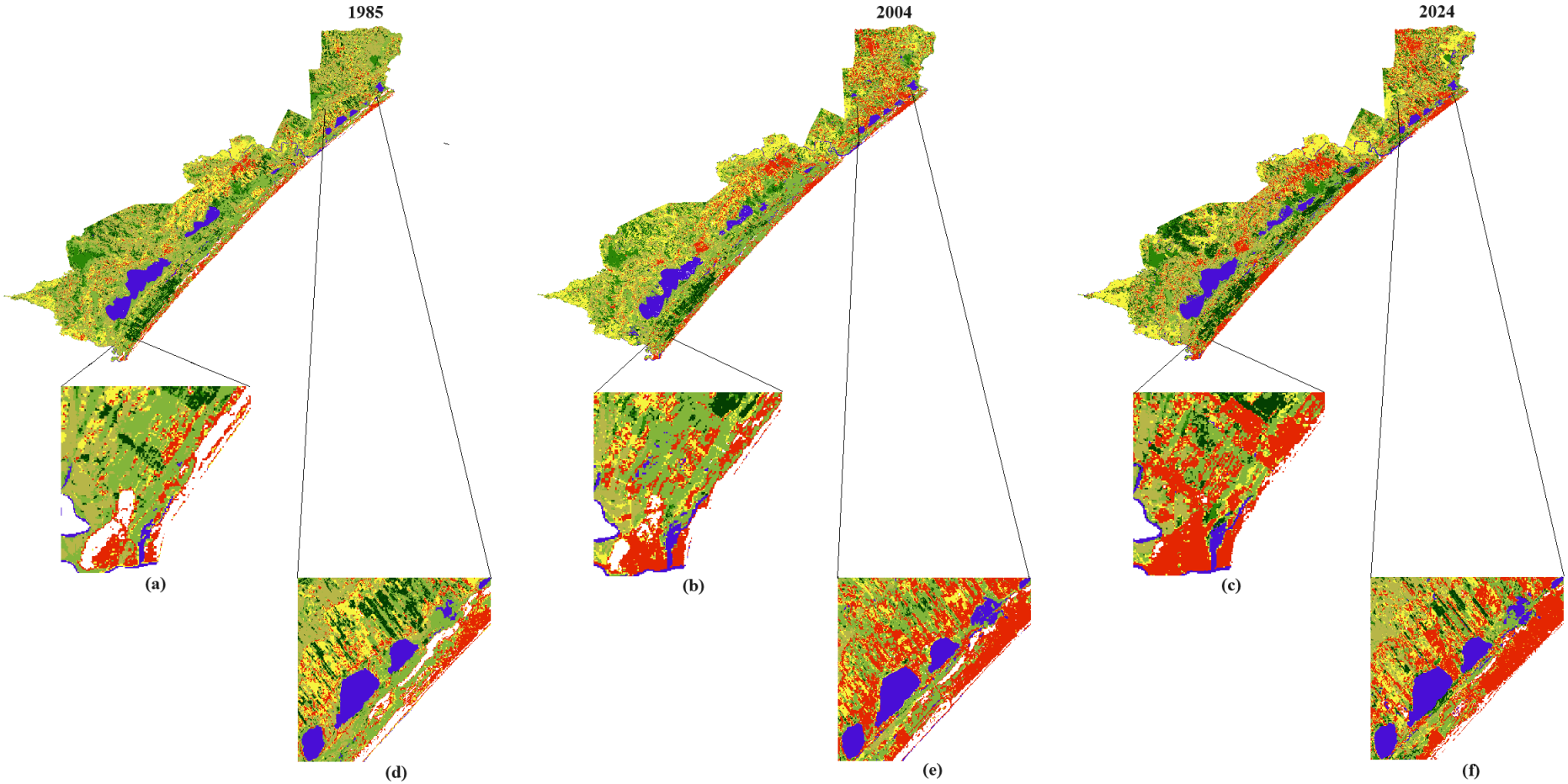
Assim, as florestas que foram substituídas por culturas, e posteriormente abandonadas fez com que nesses espaços se desenvolvessem formações secundárias de origem antrópica. Provavelmente essas áreas se desenvolveram no processo de sucessão ecológica, transformando-se nos fragmentos isolados existentes atualmente, além daqueles que por diversas razões permaneceram na paisagem. Em se tratando dos remanescentes, em meados do século XX já haviam poucos, concentrados em locais de difícil acesso e alto custo para drenagem (Teixeira *et al.*, 1986).

Os incentivos associados ao PROVÁRZEAS, criado por meio do Decreto nº 86.146, de 23 de junho de 1981 (Brasil, 1981) com foco em estimular o uso racional de várzeas irrigáveis para fins produtivos, tiveram papel importante na intensificação dos impactos ambientais no sul de Santa Catarina, provocando significativas alterações no espaço geográfico regional (Cohenca, 2016; Scussel *el al*., 2024; Silva, 2021). Dentre essas transformações, o cultivo de arroz irrigado foi um dos principais motores de mudança paisagística, eliminando vegetação ripária, nivelando os terrenos para criação de quadras aplainadas e geometricamente uniformes, impermeabilizando áreas e alterando os ciclos hídricos naturais, além da introdução de insumos químicos (fertilizantes e agrotóxicos) em níveis elevados (Comassetto, 2008; Presa, 2011; Rosso, 2007). Ainda, conforme Veiga (2006), a contaminação das águas por agrotóxicos implica riscos à qualidade das águas a à saúde total do ambiente. Apesar de as extensas áreas de arroz irrigado estarem concentradas principalmente a montante da ZCSSC05 (Vibrans *et al.*, 2021), seus efeitos se propagam para os ambientes costeiros, que recebem toda a carga transportada pela bacia hidrográfica.

Outro fator determinante para as alterações observadas na CUT da ZCSSC05 foi a expansão da infraestrutura vinculada ao parcelamento do solo urbano na região litorânea. Em municípios como Passo de Torres e Balneário Gaivota, os quais ocupam praticamente toda a faixa costeira e somam aproximadamente 60 mil lotes (Cohenca; Scherer; Vieira, 2017), esse processo é particularmente evidente. Considerando a dinâmica regional, é provável que os demais municípios da ZCSSC05 sigam tendência semelhante de expansão urbana impulsionada pelo mercado imobiliário litorâneo. A Figura 14 (a-f) retrata as alterações na paisagem que foram mais significativas para as áreas de VHA e de PDA, onde de (a) para (b) e (c), observou-se que, ao longo dos últimos 40 anos, a expansão urbana (instalação de loteamentos) ocorreu em direção à essas classes de CUT; e de (d) para (e) e (f), notou-se um incremento das áreas construídas em direção à MAD, principalmente em direção às lagoas.

A crise da perda da biodiversidade pode ser atribuída, em grande parte, à conversão de ambientes naturais em diferentes usos da terra, considerado o maior fator de ameaça global à biodiversidade (Newbold *et al.*, 2015). Dados recentes do MapBiomas (2024) indicam que a vegetação natural da Mata Atlântica (incluindo florestas, mangues e restingas arbóreas) foi reduzida de 33,9 milhões de hectares em 1985 para 31,1 milhões em 2023. A Restinga Arbórea (formação florestal que se estabelece em solos arenosos ou dunas na ZC e pode ser encontrada de Alagoas ao Rio Grande do Sul) perdeu 69 mil hectares nos últimos 38 anos (MapBiomas, 2023).

Figura 14 - Detecção de mudanças na Cobertura e Uso da Terra (CUT) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05



Aumento da classe Área Construída de (a) para (b) e (c) a partir da conversão de áreas de Restinga, praias e dunas, bem como em direção às lagoas em (d), (e) e (f)

Fonte: Da autora.

Uma perspectiva geral das transformações ocorridas na paisagem da ZCSSC05 consolida as classes em duas grandes categorias: Ambientes Naturais (PDA, MDA, VHA e FNA) e Ambientes Antrópicos (SIL, PAS, AGR e ACO).

Em 1985, os ambientes antrópicos já predominavam, correspondendo a 62% da área total da ZCSSC05 (Tabela 13). Notavelmente, entre 1985 e 2004, observou-se uma leve retração dos ambientes antrópicos para 59%, com um correspondente aumento nos ambientes naturais (de 38% para 41%). Contudo, essa aparente estabilização foi drasticamente revertida no período subsequente. De 2004 a 2024, a proporção de ambientes antrópicos expandiu-se acentuadamente, atingindo 72% da área total, enquanto os ambientes naturais sofreram uma acentuada retração para apenas 28%. Esse declínio de 10 pontos percentuais nos ambientes naturais ao longo de quase quatro décadas sublinha a crescente e intensificada pressão exercida pelas atividades humanas.

Tabela 13 - Percentuais de ambientes naturais e ambientes antrópicos por município pertencente à Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 para os anos de 1985*, 2004 e 2024

Município	Ambientes naturais			Ambientes antrópicos		
	1985	2004	2024	1985	2004	2024
	%	%	%	%	%	%
Passo de Torres	42,59[a]	44,84	28,18	57,41[a]	55,16	71,82
São João do Sul	33,47	32,70	24,59	66,53	67,30	75,41
Santa Rosa do Sul	38,80[b]	39,12	30,34	61,20[b]	60,88	69,66
Baln. Gaivota	48,34[c]	53,01	37,71	51,66[c]	46,99	62,29
Sombrio	26,26	29,59	16,93	73,74	70,41	83,07
Baln. Arroio do Silva	56,10[d]	65,66	43,43	43,90[d]	34,34	56,57
Araranguá	26,70	33,11	20,97	73,30	66,89	79,03
Baln. Rincão	46,47[e]	44,50[e]	36,96	53,53[e]	55,50[e]	63,04
Içara	21,46	27,82	12,80	78,54	72,18	87,20
Média/ano	37,80	41,15	27,99	62,20	58,85	72,01

*Embora alguns municípios ainda não estivessem emancipados nas datas consideradas (a = 1991; b = 1988; c = 1995; d = 1995; e = 2013), as análises foram realizadas a partir da sobreposição dos limites municipais atuais sobre as imagens classificadas de 1985, 2004 e 2024. Assim, as áreas de CUT referentes a 1985 correspondem às configurações territoriais atuais dos nove municípios da ZCSSC05.
Fonte: Da autora.

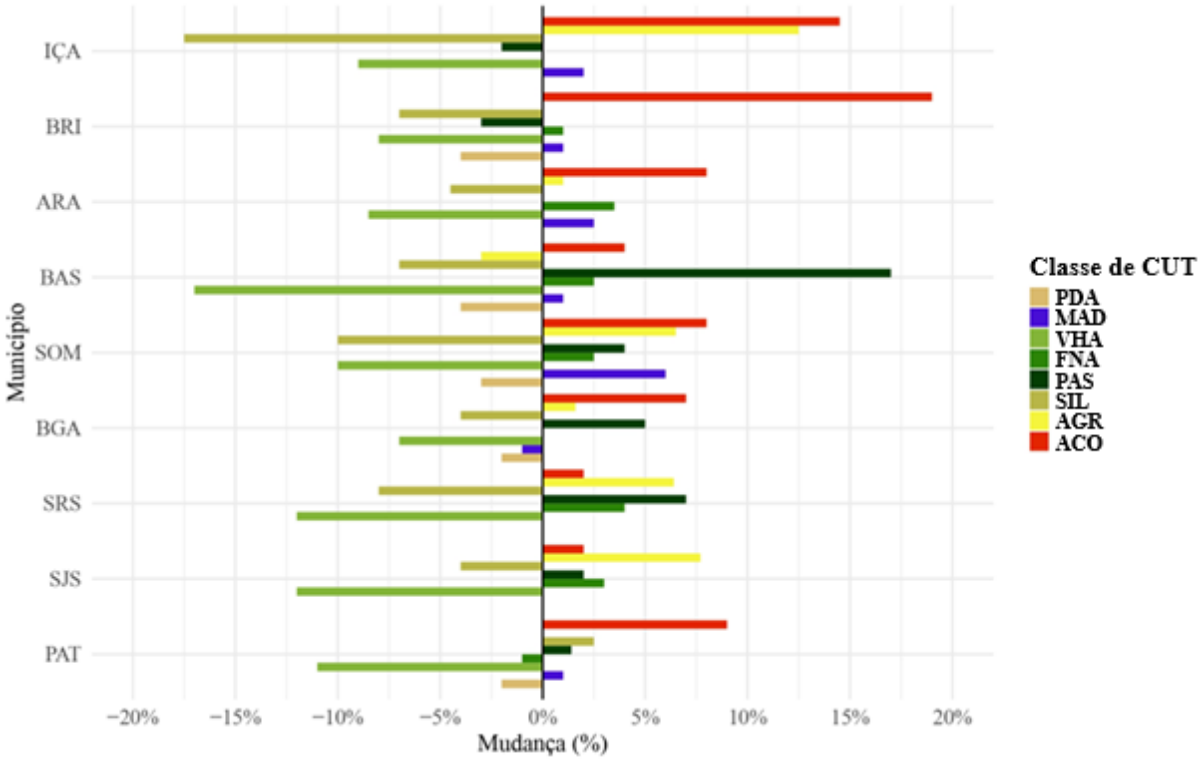
A ZCSSC05 compreende nove municípios, que apresentam semelhanças na configuração da paisagem. Ao analisar os tipos de ambientes de cada município, constatou-se que, desde 1985, as áreas com características naturais representam, em média, menos da metade das extensões territoriais, reduzindo para um terço em 2024. Os municípios com os maiores percentuais de ambientes naturais são Balneário Arroio do Silva (43%) e Balneário Gaivota (38%), onde a classe VHA ocupa o maior espaço, seguida das classes FNA e MAD. Ambos os municípios se emanciparam em 1995. Por outro lado, Içara é o município com o menor percentual de ambientes naturais (13%).

Ao longo das quatro décadas analisadas, as mudanças nas classes de CUT apresentaram oscilações, sendo mais expressivas nos municípios banhados pelo Oceano Atlântico. O maior percentual de perda de ambientes naturais foi registrado em Balneário Arroio do Silva, que reduziu 22% de suas áreas naturais entre 2004 e 2024, seguido por Passo de Torres (17%) e Balneário Gaivota e Içara (15% cada), evidenciando a pressão sobre os ecossistemas naturais. Parte dessas transformações também está associada ao processo de parcelamento do solo ocorrido ao longo do litoral sul catarinense, especialmente a partir da implantação de extensos loteamentos costeiros nas décadas de 1970 e 1980 (Cohenca; Scherer; Vieira, 2017). Segundo os mesmos autores, muitos desses empreendimentos foram inicialmente implementados com baixa infraestrutura urbana, consistindo sobretudo na subdivisão fundiária em lotes destinados à ocupação futura. Com a posterior emancipação de novos municípios na década de 1990 e a intensificação da urbanização e da valorização imobiliária da zona costeira, esses loteamentos passaram, gradualmente, por processos de regularização, implantação de infraestrutura e ocupação efetiva, contribuindo para a expansão de áreas antrópicas e para a redução de ambientes naturais na região (Cohenca; Scherer; Vieira, 2017).

Em relação aos ambientes antrópicos, desde 1985, houve um aumento das classes SIL e AGR em 65% dos municípios, enquanto a classe ACO apresentou crescimento em todos os municípios analisados. Balneário Arroio do Silva apresentou mudanças em todas as classes (Figura 15).

As maiores reduções foram observadas na classe VHA, com declínios mais acentuados em Balneário Arroio do Silva (17%) e Passo de Torres (11%), além de uma perda de 17% na classe PAS em Içara. Por outro lado, os maiores aumentos ocorreram em ambientes antrópicos, como na classe SIL, que cresceu 17% em Balneário Arroio do Silva; na AGR, com um incremento de 13% em Içara; e na ACO, que registraram seus maiores aumentos em Balneário Rincão (19%) e Içara (15%).

Figura 15 - Comparação entre ganhos e perdas ocorridos de 1985 a 2024 nas áreas de cada classe de Cobertura e Uso da Terra (CUT) dos nove municípios que compõem a Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05). Onde: Passo de Torres (PAT); São João do Sul (SJS); Santa Rosa do Sul (SRS); Balneário Gaivota (BGA); Sombrio (SOM); Balneário Arroio do Silva (BAS); Araranguá (ARA); Balneário Rincão (BRI) e Içara (IÇA); Onde: Praia, Duna e Areal (PDA); Massa d'Água (MAD); Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA); Floresta Nativa (FNA); Silvicultura (SIL); Pastagem (PAS); Agricultura (AGR) e Área Construída (ACO)



Fonte: Da autora.

A heterogeneidade entre os municípios refletiu padrões distintos de CUT, evidenciados pela variação na proporção de ambientes naturais e antrópicos em cada região. A análise temporal da CUT nos anos de 1985, 2004 e 2024 demonstrou mudanças na configuração da paisagem ao longo do tempo, particularmente nos ambientes naturais, como os campos de dunas, as áreas de VHA (Restinga e as áreas alagáveis em torno das lagoas, as turfeiras e os banhados), as Florestas das Terras Baixas e as MDA. Essas alterações foram mais expressivas nas áreas próximas ao mar, associadas à expansão urbana, e ao redor de lagoas situadas no norte da área de estudo.

Esse padrão de substituição da vegetação natural por usos antrópicos acompanha tendências já observadas em outras regiões da ZC, onde Restingas e AU têm apresentado acentuada fragmentação e redução de cobertura ao longo das últimas décadas (Falkenberg, 1999; Nicoletti *et al.*, 2024; Pereira; Zocche, 2025). Na Ilha de Santa Catarina, Neves *et al.* (2017) também identificaram forte pressão da urbanização sobre espaços litorâneos e lagunares,

enquanto Hennemann (2021) ressaltou a influência da expansão urbana na diminuição da conectividade da vegetação nativa em planícies costeiras. Resultados semelhantes foram registrados em AU da PCRS, onde a dinâmica de uso da terra foi marcada pela conversão expressiva deste ambiente natural em atividade agropecuária (Belloli *et al.*, 2024).

Os nove municípios inseridos na área estudada somam aproximadamente 1.407 km² de território e 230.775 habitantes, resultando em uma densidade demográfica média de 164,6 hab./km² e um IDH municipal médio de 0,73 (IBGE, 2022), valores que revelam tanto a pressão urbana sobre o espaço quanto desafios em termos de qualidade de vida e planejamento territorial. A área urbana representa 8,9% da área total, o que indica que, embora as cidades sejam pequenas em extensão, concentram a maior parte da população. Essa configuração reforça um padrão típico de áreas costeiras, em que núcleos urbanos comprimidos geram pressões sobre a faixa litorânea e seus ecossistemas adjacentes (Burt; Killilea; Ciprut, 2019).

Passo de Torres e Balneário Gaivota estão entre os dez municípios que mais cresceram no Brasil, com aumento populacional de 95 % e 90 %, respectivamente (IBGE, 2022), corroborando estudos que indicam a crescente concentração da população em ZC (Cohen; Small, 1998; IBGE, 2011, 2022; Lins de Barros, 2010; Skinner, 2020; Pereira; Zocche, 2025). Esse padrão evidencia a pressão adicional sobre os ecossistemas litorâneos, contribuindo para a vulnerabilidade ambiental dessas regiões (de Andrés; Barragán Muñoz; Scherer, 2018; Lins de Barros; Batista, 2020). Outros estudos evidenciam a rápida expansão do espaço urbano, nas últimas décadas, em direção às AU que estão localizadas principalmente em torno da classe MAD (Pereira; Zocche, 2025) e às APPs no município de Araranguá (Marcon; Zocche; Ladwig, 2017), o que reforça a necessidade de maior atenção por parte dos gestores públicos e da sociedade quanto à gestão territorial.

A área rural da ZCSSC05 ocupa 91,1% do território (IBGE, 2022), predominando propriedades de pequeno porte, sendo 92% delas de até 1 módulo fiscal (20 ha) (SICAR, 2024). Propriedades maiores que 10 módulos fiscais concentram-se em Balneário Arroio do Silva, Balneário Gaivota e Passo de Torres (SICAR, 2024). Estas destinam-se à silvicultura e pastagem, enquanto as propriedades menores praticam o cultivo do arroz irrigado e rotação diversificada de outras culturas voltada ao autoconsumo e mercados locais, reforçando o papel da agricultura familiar como sustentação social e econômica do território (Zocche, 2022).

O planejamento ambiental e econômico dos imóveis rurais na região ainda se encontra em fase incipiente, refletindo o estágio preliminar de implementação do Cadastro

Ambiental Rural. Embora esse cadastro represente um avanço na integração das informações fundiárias e ambientais, sua efetividade prática ainda é limitada na ZCSSC05.

A análise dos registros disponíveis no SICAR (2024) indica que, nos nove municípios avaliados, há 11.340 imóveis rurais cadastrados. Dentre eles, foram identificadas 890 feições de Reserva Legal declaradas, mas apenas 1% dessas áreas encontra-se efetivamente validada, demonstrando que a regularização ambiental permanece majoritariamente pendente de análise técnica pelos órgãos competentes. Essa condição enfraquece a função primária das Reservas Legais de auxiliarem na manutenção da biodiversidade em paisagens agrícolas (Metzger *et al*., 2019).

Observa-se, contudo, que as Reservas Legais validadas se concentram principalmente nos municípios de Passo de Torres e Balneário Gaivota, em um único imóvel de grande extensão. Este imóvel apresenta-se com elevado grau de regularização, o que contribui para o predomínio de áreas contínuas de vegetação nativa nesses municípios. Entretanto, essa concentração territorial reforça a desigualdade espacial da regularização ambiental, na qual poucos imóveis de grande porte respondem por parcela expressiva das áreas formalmente protegidas, enquanto a maioria das pequenas propriedades ainda permanece com pendências cadastrais e baixa representatividade em termos de conservação efetiva.

Quanto às áreas consolidadas, foram identificados 9.736 cadastros, dos quais somente 0,26% estão validados. A futura validação dessas áreas poderá implicar na consolidação de faixas menores de APP em propriedades com até um módulo fiscal, conforme o art. 61-A da Lei nº 12.651/2012 (Brasil, 2012), reduzindo a largura potencial das faixas de vegetação ripária. Embora tais áreas devam manter ou restaurar a cobertura vegetal existente, a limitação espacial decorrente da redução de largura tende a comprometer a efetividade ecológica dessas formações, especialmente quanto à conectividade entre fragmentos. Assim, mesmo que legalmente protegidas, APPs muito estreitas podem apresentar menor capacidade para abrigar espécies e sustentar os serviços ecossistêmicos associados às zonas ripárias. Ainda, após a análise do CAR, se detectado passivo, o proprietário adere ao Projeto de Regularização Ambiental (PRA) e assina um Termo de Compromisso para recuperar a área (através de um PRAD - Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas).

Em síntese, observa-se que as fragilidades na regularização ambiental extrapolam o meio rural e se estendem também ao espaço urbano, onde o avanço desordenado sobre ambientes naturais e sensíveis demonstra o distanciamento entre a legislação e sua efetiva aplicação. Reconhecer essa desconexão é essencial para compreender as deficiências na

implementação da governança ambiental costeira e subsidiar estratégias que promovam o ordenamento sustentável dos espaços urbano e rural.

Identificar os agentes responsáveis pela transformação do espaço é indispensável para o planejamento e a gestão ambiental, uma vez que a ocupação do território resulta de processos socioeconômicos e políticos que incidem diretamente sobre a configuração da CUT (Rodrigues; Medeiros, 2022). Souza *et al*. (2023) destacam que a avaliação prévia do histórico de ocupação e da distribuição das classes de uso da terra é indispensável para garantir corredores capazes de minimizar conflitos com usos já estabelecidos. Nessa perspectiva, analisar a sustentabilidade sob a ótica da paisagem amplia a compreensão das interações entre os diferentes usos da terra e sua influência na resiliência socioecológica (Dade *et al.*, 2025). Entretanto, como destaca Hammes *et al.* (2022), a democracia participativa direta ainda apresenta limitações, sobretudo pela baixa mobilização social em torno das questões ambientais, o que fragiliza a tomada de decisões voltadas à preservação e à conservação dos espaços naturais.

Em síntese, a trajetória histórica da ocupação da ZCSSC05 evidencia que a conversão da vegetação nativa em áreas agrícolas e, mais recentemente, a intensificação da urbanização litorânea transformaram substancialmente a estrutura da paisagem, fragmentando os ambientes naturais e comprometendo a conservação. Desse modo, a compreensão da configuração espacial da paisagem constitui etapa fundamental para identificar áreas com maior continuidade de ambientes naturais, servindo como subsídio para ações de conservação e restauração.

4.2 DELIMITAÇÃO DO CORREDOR ECOLÓGICO

Os CE constituem uma estratégia fundamental para atenuar os efeitos da fragmentação de habitats (Bennett, 2003; Hilty *et al*., 2020; Tewksbury *et al*., 2002). Neste estudo, adotou-se uma abordagem orientada à conectividade estrutural, considerando uma paisagem marcada pela coexistência entre ambientes naturais e áreas antrópicas. Essa perspectiva possibilita a identificação de trajetórias de menor custo que articulam fragmentos de FVN, fornecendo subsídios para a conservação em paisagens fortemente modificadas pelo uso humano.

Tal abordagem está alinhada à literatura, que reconhece a estrutura da paisagem como componente central na compreensão dos padrões de conectividade ecológica (Metzger,

2001; Taylor *et al*., 1993), bem como no planejamento territorial orientado à sustentabilidade (Dong *et al*., 2021; Melicher; Špulerová, 2022; Reed *et al*., 2021; Zhang, 2024).

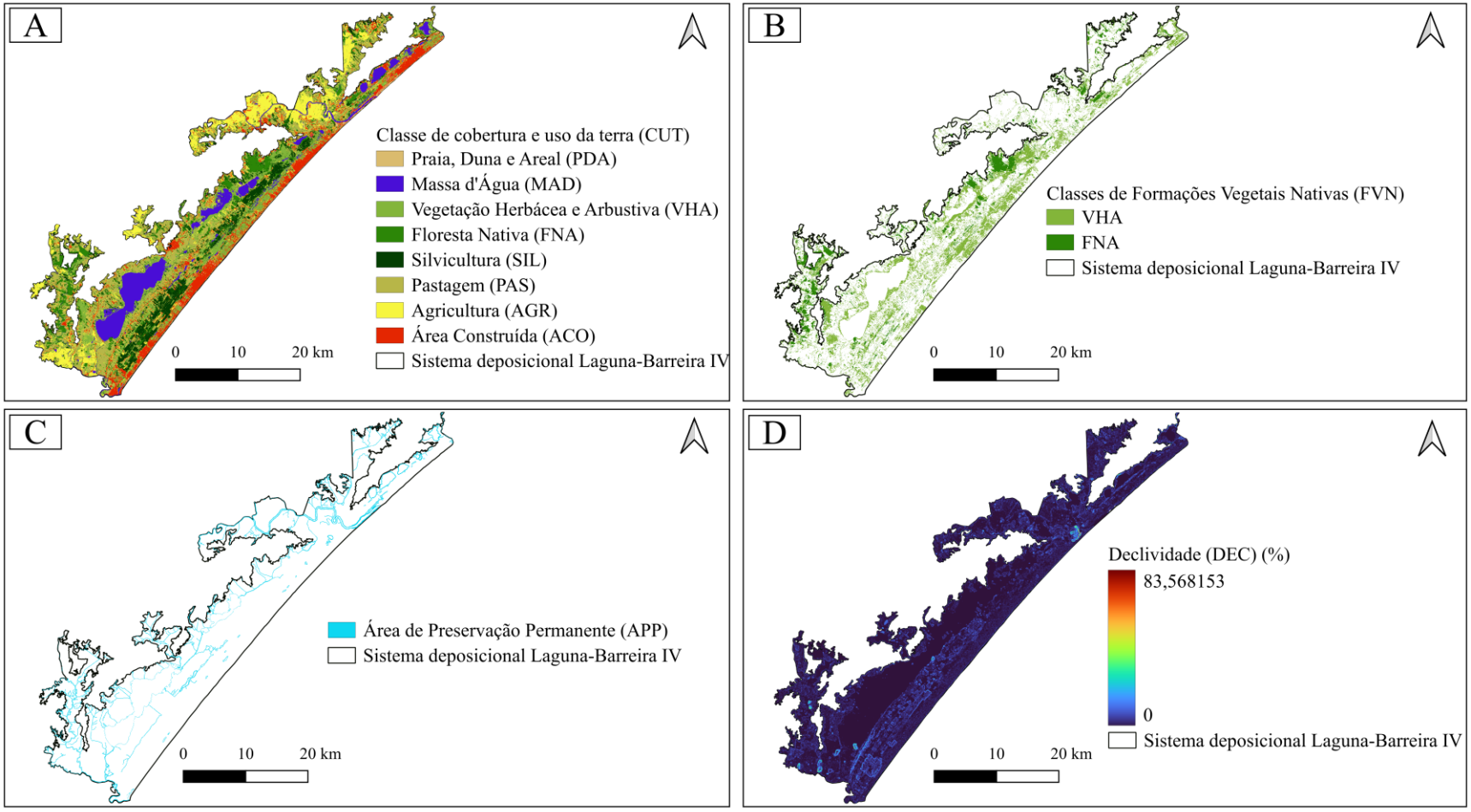
As imagens matriciais de custos foram organizadas em quatro mapas temáticos (Figura 16 A – D) que evidenciam a distribuição espacial das variáveis selecionadas. Cada variável foi ponderada com base em critérios de prioridade, refletindo sua influência relativa sobre a conectividade estrutural entre os fragmentos de ambientes naturais e a formação da rota de menor custo.

Assim, a variável CUT recebeu o maior peso por representar a principal condicionante estrutural da paisagem, indicando as restrições impostas pela ocupação antrópica. Considerando que o corredor deve ser planejado a partir das formas de CUT existentes, essa variável assumiu maior relevância na modelagem. Estudos prévios sobre conectividade e planejamento de corredores em paisagens fragmentadas corroboram a importância de considerar o uso atual da terra como critério central para identificar trajetórias de menor custo (Lopes; Masullo; Silva, 2017; Sartori; Silva; Zimback, 2012; Takahashi *et al.*, 2021).

A variável FVN recebeu o segundo maior peso na modelagem, pois representa mosaicos de vegetação nativa, formados por remanescentes naturais que persistiram na paisagem apesar das pressões antrópicas e áreas em regeneração, que sustentam a conectividade estrutural e a conservação. Nicoletti *et al*. (2024) destacam que, em Santa Catarina, grande parte das Restingas remanescentes encontra-se isolada e sujeita a pressões urbanas e agrícolas, enquanto Rocha *et al*. (2007) ressaltam que essas formações são pouco representadas em áreas protegidas. Dessa forma, mesmo fora de UCs, a Restinga deve ser priorizada para manutenção da integridade ambiental (Agapito *et al*., 2023).

A análise da paisagem na ZCSSC revelou que as áreas ocupadas por VHA são significativas, mas apresentam-se fragmentadas. Entre as FVN, a vegetação herbácea-arbustiva, aqui representada pelas formações da Restinga, assim como, pelas demais formações herbáceas nativas, não caracterizadas como Restinga corresponde a 75% da cobertura total, enquanto que; as florestas nativas representam os 25% restantes. Embora muitos fragmentos estejam próximos o suficiente para permitir a manutenção de trajetórias de conectividade estrutural, em outros, a configuração espacial fragmentada limita a conectividade.

Figura 16 - Distribuição espacial das quatro variáveis utilizadas na modelagem do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM; Meridiano de Referência 51º W - Fuso 22 S; Datum Horizontal - SIRGAS 2000; Fonte de Dados: imagem de satélite Landsat 8 SR (OLI/TIRS) - 14/03/2024; Elaboração do Mapa: Cristiane Scussel

(A) Cobertura e Uso da Terra (CUT); (B) Formações Vegetais Nativas (FVN); (C) Áreas de Preservação Permanente (APP) e (D) Declividade (DEC)

Fonte: Da autora.

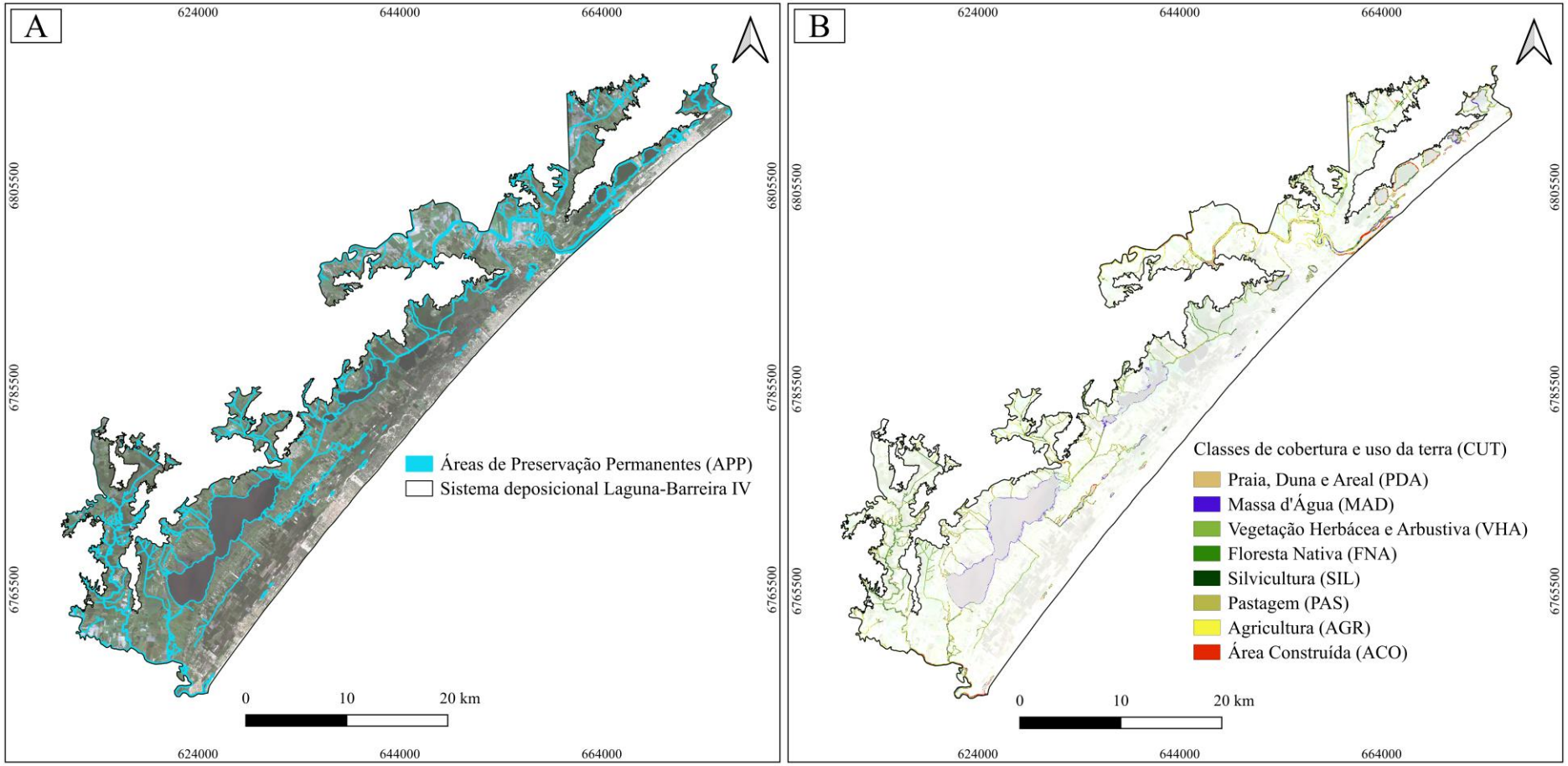
A utilização dos dados da FBDS (2018) garantiu a fidelidade das faixas laterais das APPs hídricas, conforme mapeado para o bioma da Mata Atlântica (Rezende *et al.*, 2018).

Entre os diferentes tipos de APPs hídricas identificados na área de estudo para a modelagem do CE, destacam-se as 151 nascentes (SICAR, 2024) que estão distribuídas por toda a extensão analisada. Segundo o SICAR (2024), 11 delas estão localizadas em uma extensa propriedade rural consolidada, nas quais a recomposição obrigatória é de 15 m de raio, conforme o art. 61-A, §5º, da Lei 12.651/2012 (Brasil, 2012). Para as demais nascentes (92,3%), que não se enquadram nas exceções previstas para áreas consolidadas, aplica-se a faixa mínima de 50 m, conforme estabelece o art. 4º, inciso I, da Lei 12.651/2012 (Brasil, 2012). Quanto aos cursos d'água, dos 683,26 km de extensão total existente nos limites da Formação Laguna-Barreira IV, predominam aqueles de menor largura (inferiores a 10 m), aos quais se associam faixas de APP de 30 m. O rio Araranguá constitui o principal curso d'água da região, apresentando a maior faixa de proteção, que alcança 200 m em sua foz. Já as lagoas configuram outro elemento de destaque, cujas faixas de APP variam entre 30 e 100 m, refletindo as especificidades de enquadramento previstas no Código Florestal (Brasil, 2012).

Estudos (Dala-Corte *et al.*, 2020; Guidotti *et al.*, 2020; Valera *et al.,* 2019) apontam que a definição de larguras fixas para APP, como previsto no Código Florestal (Brasil, 2012), pode não assegurar plenamente a manutenção dos processos ecológicos. Guidotti *et al.* (2020) evidenciam que faixas inferiores a 8 m, ainda que legalmente aceitas em determinadas situações, não são capazes de cumprir funções essenciais, tornando-se inclusive fontes potenciais de sedimentos para os cursos d'água. Os autores ressaltam que a restauração de pelo menos 15 m de vegetação nativa é indispensável para garantir níveis mínimos de proteção, e que larguras superiores ampliam significativamente a eficácia das APPs. Na mesma direção, Valera *et al.* (2019) demonstram que, mesmo em cenários com faixas de 50 m, a capacidade de tamponamento das APPs pode ser insuficiente para assegurar qualidade ambiental, sobretudo em áreas de intensa pressão antrópica, sugerindo que os limiares legais atuais podem ser subdimensionados frente à complexidade dos ecossistemas. Dala-Corte *et al.* (2020), por sua vez, em um estudo abrangendo bacias hidrográficas brasileiras, reforçam que não existe um único limiar aplicável de forma universal.

A variável APP ocupa 7% da área de estudo para a modelagem do CE e recebeu o terceiro maior peso, pois, embora as APPs sejam legalmente protegidas, não estão totalmente cobertas por vegetação nativa (Figura 17).

Figura 17 - Distribuição das Áreas de Preservação Permanente (APP) (A) e suas classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT) (B) existentes na subárea selecionada para a modelagem do Corredor Ecológico (CE) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM; Meridiano de Referência 51º W - Fuso 22 S; Datum Horizontal - SIRGAS 2000; Fontes de Dados: IBGE (2022); imagem de satélite Landsat 8 SR (OLI/TIRS) - 14/03/2024; Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS) - 23/08/2023; Elaboração dos Mapas: Cristiane Scussel

Fonte: Da autora.

As intervenções humanas realizadas no passado, como dragagens em canais, drenagens e aterramentos em áreas de baixio tiveram impactos significativos nas APPs das lagoas costeiras no sul de Santa Catarina (Pereira; Zocche, 2025). Para os autores, essas ações resultaram na diminuição da extensão dessas faixas de proteção, comprometendo a funcionalidade ecológica e a sustentabilidade do complexo de ecossistemas aquáticos da ZCSSC05.

A análise da CUT dentro dos limites das APPs revelou que 43,7% dessas áreas são constituídas por ambientes naturais, dos quais 25,6% correspondem à VHA e 8,1% à FNA, totalizando 33,7% de cobertura vegetal nativa. Quanto aos 56,3% restantes, estes são predominantemente ocupados pelas classes PAS (21,1%) e AGR (19,9%). Observa-se ainda uma maior presença de ACO na porção norte da área, especialmente nas proximidades de lagoas (Tabela 14). Esses resultados corroboram os achados de Zambonim e Vianna (2024), que também destacam a predominância de usos agropastoris nas APPs de Santa Catarina, evidenciando a pressão antrópica contínua sobre estas áreas legalmente protegidas.

Tabela 14 - Dados das classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT) existentes nas Áreas de Preservação Permanentes (APPs) ao longo da subárea selecionada para a modelagem do Corredor Ecológico (CE) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), com base na classificação gerada para o ano de 2024

Classe de cobertura e uso da terra	Área (ha)	Área (%)
Praia, Duna e Areal (PDA)	82,26	1,4
Massa d'Água (MAD)	486,18	8,6
Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA)	1454,67	25,6
Floresta Nativa (FNA)	458,19	8,1
Silvicultura (SIL)	486,27	8,6
Pastagem (PAS)	1197,72	21,1
Agricultura (AGR)	1131,21	19,9
Área Construída (ACO)	384,21	6,8
Total	5680,71	100
Classes agrupadas		
FVN (VHA e FNA)	1912,86	33,7
Ambientes naturais (PDA, MAD, VHA e FNA)	3015,72	43,7
Ambientes antrópicos (SIL, PAS, AGR e ACO)	972,81	56,3

Fonte: Da autora (2026).

Ademais, considerando a avaliação do déficit de vegetação em áreas ribeirinhas realizada por Rezende *et al.* (2018), verifica-se que nos municípios que compõem a ZCSSC05 a restauração necessária para atender à legislação ambiental varia entre 60% e 80%, reforçando a necessidade de intervenções locais para reduzir a pressão sobre essas áreas.

A variável DEC foi incorporada à modelagem como um critério físico complementar, representando a resistência natural ao deslocamento da flora e fauna na paisagem. Diferentemente de outros estudos, que geralmente atribuem menores custos apenas às áreas mais declivosas por sua limitação ao uso humano, nesta pesquisa os custos mais baixos (1) foram atribuídos tanto às regiões mais planas (-2 a 3%) quanto às mais íngremes (45,1 a 84%). As faixas intermediárias (3,1 a 45%) receberam custos progressivamente maiores (50 e 100), correspondendo às zonas mais intensamente convertidas por usos antrópicos.

Essa decisão fundamenta-se em dois aspectos principais: (i) nas áreas planas concentram-se as lagoas e as áreas úmidas associadas, ambientes prioritários à conservação; e (ii) foi realizada análise espacial das classes de uso da terra consideradas incompatíveis com ações de restauração, especialmente AGR e ACO, para verificar sua distribuição nos diferentes intervalos de declividade. Essa verificação permitiu compreender em quais gradientes essas atividades predominam e ajustar os custos de forma coerente com a realidade socioecológica da área de estudo.

A escolha da DEC como variável física foi também estratégica para representar, de forma indireta, a ocorrência das AU presentes na área de estudo. Embora essas áreas pudessem constituir uma variável específica, optou-se por não duplicar informações já contempladas na vegetação associada incluída na variável FVN (como as formações de restinga herbácea e arbustiva). Assim, a DEC foi utilizada como indicador espacial indireto da distribuição desses ambientes, atuando como uma variável substituta de caráter estrutural que expressa variações topográficas fortemente relacionadas à presença de habitats úmidos. Essa decisão garantiu parcimônia analítica e coerência ecológica, especialmente em uma paisagem costeira plana e fragmentada, onde pequenas variações altimétricas influenciam diretamente a configuração e a conectividade dos ambientes naturais.

A análise indicou que 82% do território apresenta DEC de até 3%, caracterizando o predomínio de terrenos planos, segundo a classificação da EMBRAPA (2018). O padrão identificado indica que as características físicas da paisagem não impõem grandes restrições à conectividade entre as MAD e a vegetação das áreas úmidas, associadas as MAD, o que

representa um cenário propício para o estabelecimento do CE, embora áreas pontuais com DEC máxima de 83,56% representem restrições locais pouco expressivas na escala do mapeamento.

A sobreposição das classes de uso da terra AGR e ACO revelou que esses usos também ocorrem nas áreas de menor declividade (-2 a 3%), onde naturalmente formaram-se lagoas e banhados, por exemplo. Esse cenário é resultado de um histórico de dragagens e retificações de canais para a expansão territorial de loteamentos e áreas agrícolas entre as décadas de 1950 e 1980 (Pereira; Zocche, 2025). Apesar dessa pressão antrópica ter reduzido a extensão das AU, esses ambientes ainda persistem, reforçando a importância da DEC como variável física que oportuniza a presença desses ecossistemas, mesmo que sua relevância na modelagem tenha sido secundarizada em razão da existência atual de usos antrópicos.

Com base na hierarquização das variáveis discutidas anteriormente, realizou-se a verificação da consistência das comparações no método *AHP*. O cálculo da RC resultou em 0,0285, confirmando a coerência do julgamento e validando a aplicação do método. Assim, os pesos finais atribuídos refletem a contribuição relativa de cada variável na definição do caminho de menor custo, conforme sintetizado na Tabela 15. Observa-se que a CUT teve o maior peso, seguida pela FVN, enquanto APP e DEC tiveram menor influência. Esses valores refletem a estrutura atual da paisagem e a viabilidade de implementação do CE. A seleção das variáveis foi mantida de forma constante em todas as etapas, considerando sua relevância ecológica e complementaridade comprovada para o contexto costeiro analisado.

Embora seja possível testar, em estudos futuros, a inserção de variáveis adicionais, optou-se neste trabalho por um conjunto de critérios parcimonioso e ecologicamente fundamentado, assegurando consistência e comparabilidade entre os resultados obtidos.

Tabela 15 - Matriz de comparação pareada das variáveis Cobertura e Uso da Terra (CUT), Formações Vegetais Nativas (FVN), Área de Preservação Permanente (APP) e Declividade (DEC), com os respectivos pesos de importância utilizados na modelagem do Corredor Ecológico (CE) na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), com base na classificação gerada para o ano de 2024

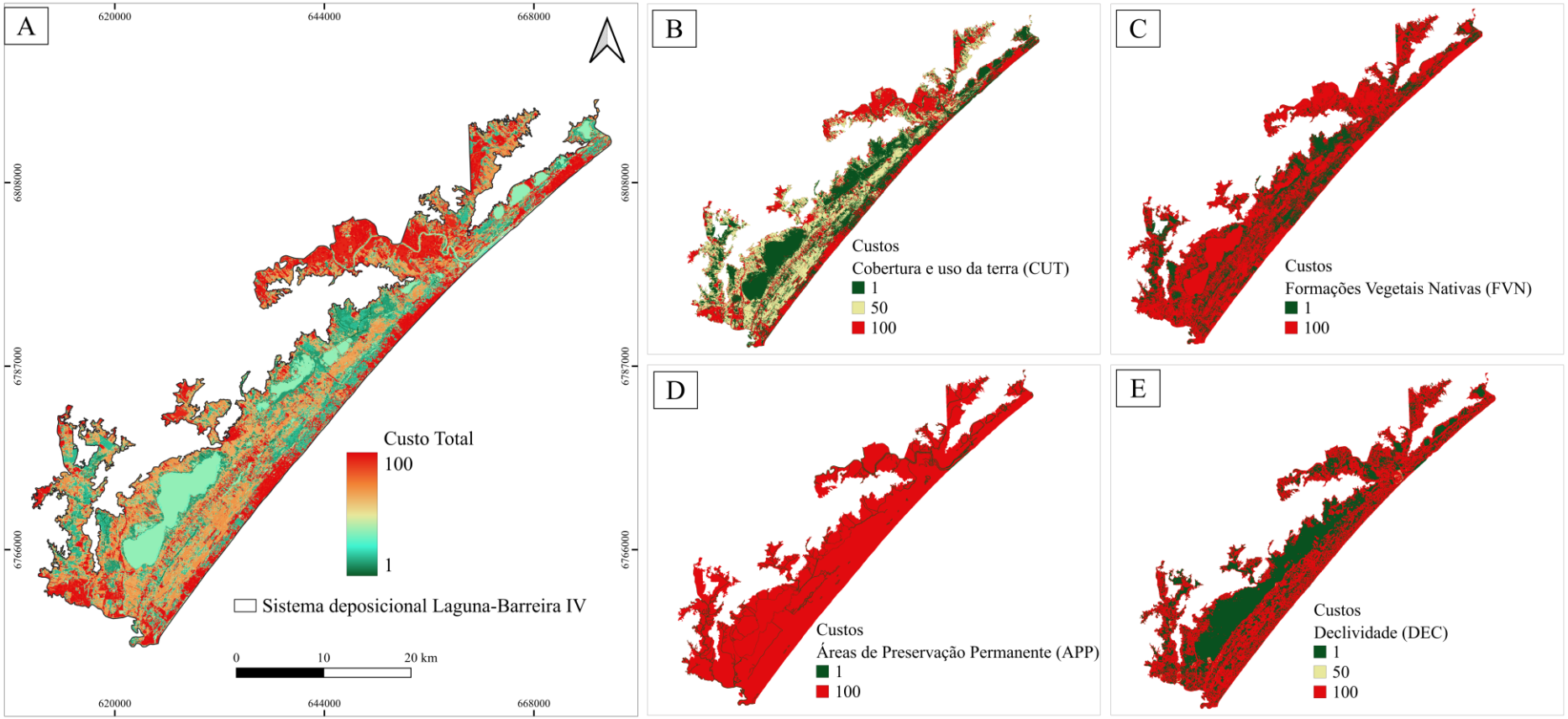
	Variáveis				
Variáveis	DEC	APP	FVN	CUT	**PESOS**
DEC	1	0.3333	0.2	0.1111	0.050737
APP	3	1	0.3333	0.2	0.117239
FVN	5	3	1	0.3333	0.255621
CUT	9	5	3	1	0.576403

Razão de Consistência (RC) = 0,0285
Fonte: Da autora.

A partir dos pesos atribuídos a cada variável, foi gerada a ICT, que representa a combinação ponderada de todas as variáveis consideradas na modelagem. A Figura 18 apresenta essa imagem, onde as cores variam de tons frios (verde), indicando áreas de menor custo, a tons quentes (vermelho), representando regiões de maior custo. A ICT reflete essa gradação de cores, destacando as áreas mais adequadas e as menos adequadas para a delimitação do CE. Ao lado da ICT, estão as imagens individuais de cada uma das variáveis, permitindo uma visualização detalhada de como cada fator contribuiu para a composição final da ICT.

A análise da junção das quatro imagens que compuseram a ICT revelou que as áreas mais favoráveis à conectividade entre ambientes naturais estão alinhadas à Formação Laguna-Barreira IV, onde se localizam as lagoas e as FVN associadas.

Figura 18 – Imagens matriciais de custos utilizadas na modelagem do Corredor Ecológico (CE), na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM; Meridiano de Referência 51º W - Fuso 22 S; Datum Horizontal - SIRGAS 2000; Fontes de Dados: imagem de satélite Landsat 8 SR (OLI/TIRS) - 14/03/2024; Elaboração do Mapa: Cristiane Scussel

(A) Imagem de Custo Total (ICT) resultante da integração das imagens de custos das quatro variáveis consideradas na modelagem do Corredor Ecológico (CE); (B) Imagem de custo da variável Cobertura e Uso da Terra (CUT); (C) Imagem de custo da variável Formações Vegetais Nativas (FVN); (D) Imagem de custo da variável Áreas de Preservação Permanente (APP) e (E) Imagem de custo da variável Declividade (DEC)
Fonte: Da autora.

O traçado de menor custo, obtido por meio da ICT, priorizou a conexão mais sustentável entre os ambientes naturais da ZCSSC05, considerando simultaneamente a composição e a configuração da paisagem, bem como a viabilidade socioecológica. Isso garantiu que o corredor abrangesse integralmente o território de estudo e fosse ancorado em realidades ecológicas locais, sem depender exclusivamente de UC para delinear seu traçado. Essa escolha buscou assegurar não apenas a continuidade de formações florestais, como enfatizado em iniciativas nacionais e regionais (Brasil, 2000; Brito, 2012; Morandi *et al.*, 2020; Oliveira *et al.*, 2015), mas também a integração de formações não florestais características das ZCs ao contemplar a vegetação herbácea-arbustiva das áreas úmidas, conforme assinalam (Junk; Cunha, 2024), assim como das Restingas (Rocha *et al.*, 2007) tradicionalmente negligenciadas nas propostas de CE (Pereira; Cestaro, 2016).

Embora o ponto sul do corredor não esteja inserido em nenhuma UC, é relevante destacar que sua posição relativa ao sul o aproxima geograficamente de algumas UCs situadas no estado do Rio Grande do Sul, como a Reserva Particular do Patrimônio Natural Recanto do Robalo (Brasil, 2002c), o Parque Estadual de Itapeva, voltado à proteção de ecossistemas de dunas, banhados, mata paludosa e mata de Restinga (RIO GRANDE DO SUL, 2002) e o Refúgio de Vida Silvestre da Ilha dos Lobos (Brasil, 2005) com o objetivo de preservar os ecossistemas naturais existentes, todas inclusas na categoria de Proteção Integral. Essas UCs indicam potenciais oportunidades futuras de expansão ou articulação regional da conectividade entre UCs. Dessa forma, o corredor delineado para a ZCSSC05 mantém relevância não apenas local, mas também potencialmente interestadual, caso se estabeleçam estratégias integradas de conservação da ZC sul brasileira.

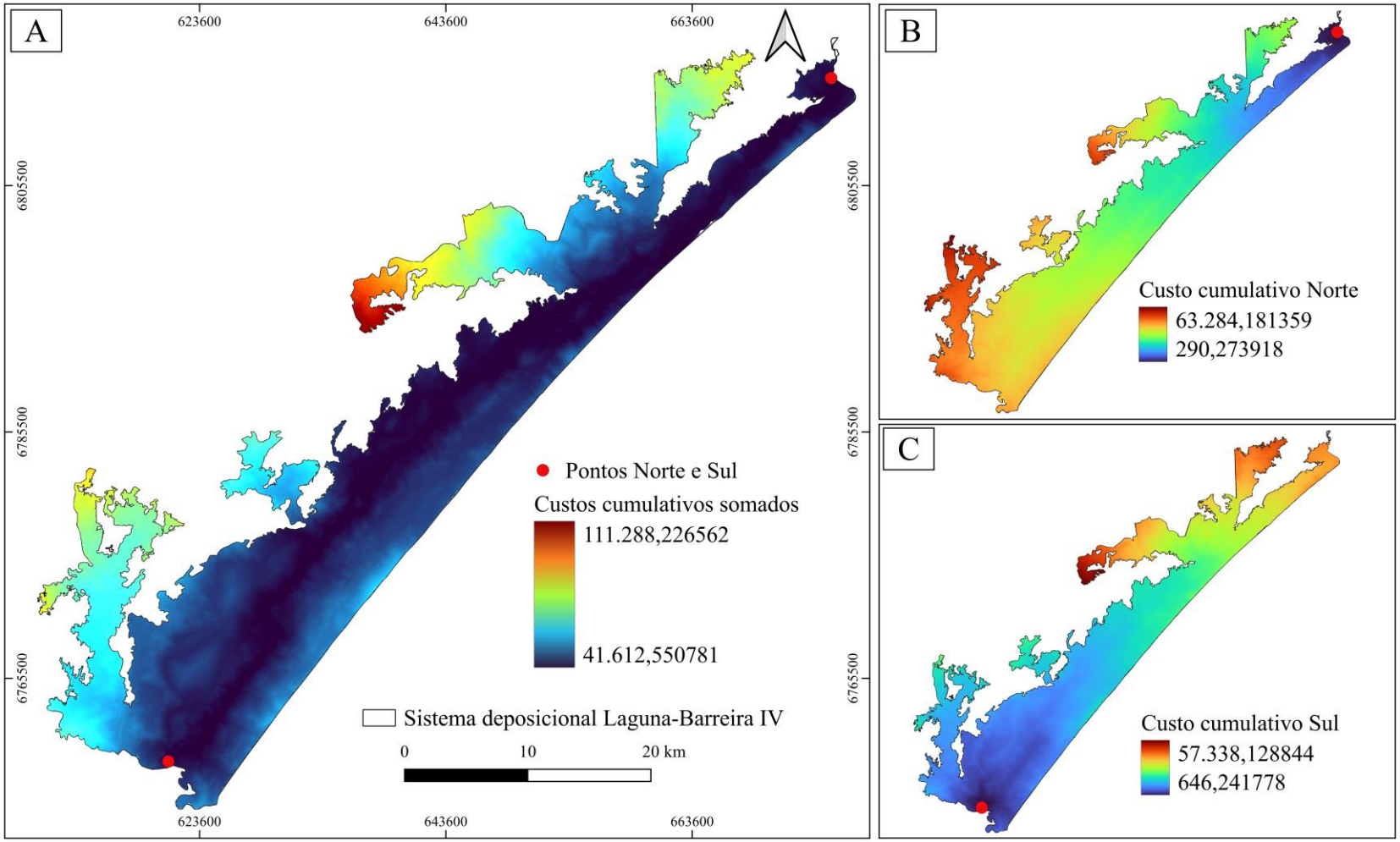
Bennett (2003) destaca que a definição de corredores deve considerar a matriz circundante, a função ecológica desejada e as condições locais de CUT, evitando restringir o planejamento a demarcações rígidas. Nessa perspectiva, CEs podem atuar tanto como *pathways* de ligação entre fragmentos quanto como habitats em si mesmos. Esse entendimento dialoga diretamente com as diretrizes mais recentes da IUCN (Hilty *et al.*, 2020), que reforçam que os CEs devem ser planejados de forma a manter, restaurar e aprimorar a conectividade não somente entre áreas protegidas, mas entre outras medidas eficazes de conservação baseadas em áreas, além de ecossistemas intactos, recomendando seu reconhecimento formal como elementos-chave das redes ecológicas.

Nas imagens de custos acumulados para cada direção (Norte e Sul), as áreas com tonalidades mais frias (azul) representam locais mais próximos aos pontos de origem, com

menores custos acumulados, enquanto as regiões em tonalidades mais quentes (vermelho) correspondem a áreas mais distantes desses pontos, com custos acumulados mais elevados (Figura 19). Quando as duas imagens são somadas para gerar a ICC, formam-se os caminhos de menor custo, evidenciados pelos *pixels* em tons de azul mais escuro, que indicam os trajetos mais favoráveis à delimitação do corredor. Em contraste, as áreas em tons de vermelho, com custos acumulados mais altos, sugerem regiões menos adequadas.

Esse mapeamento foi essencial para a definição do corredor, ao identificar as áreas de menor custo entre os pontos de referência como as mais adequadas à conexão dos habitats. O caminho resultante coincide com regiões de maior presença de ambientes naturais, especialmente lagoas, áreas úmidas e formações de Restinga, o que confirma a coerência dos resultados em relação à imagem orbital utilizada na classificação.

Figura 19 - Imagem matricial de Custo Cumulativo (ICC) utilizada na modelagem do Corredor Ecológico (CE), na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM; Meridiano de Referência 51º W - Fuso 22 S; Datum Horizontal - SIRGAS 2000; Fonte de Dados: imagem de satélite Landsat 8 SR (OLI/TIRS) - 14/03/2024; Elaboração do Mapa: Cristiane Scussel

(A) Imagem de Custos Cumulativos (ICC) gerada a partir da soma das imagens de custos acumulados das direções Norte (B) e Sul (C)
Fonte: Da autora.

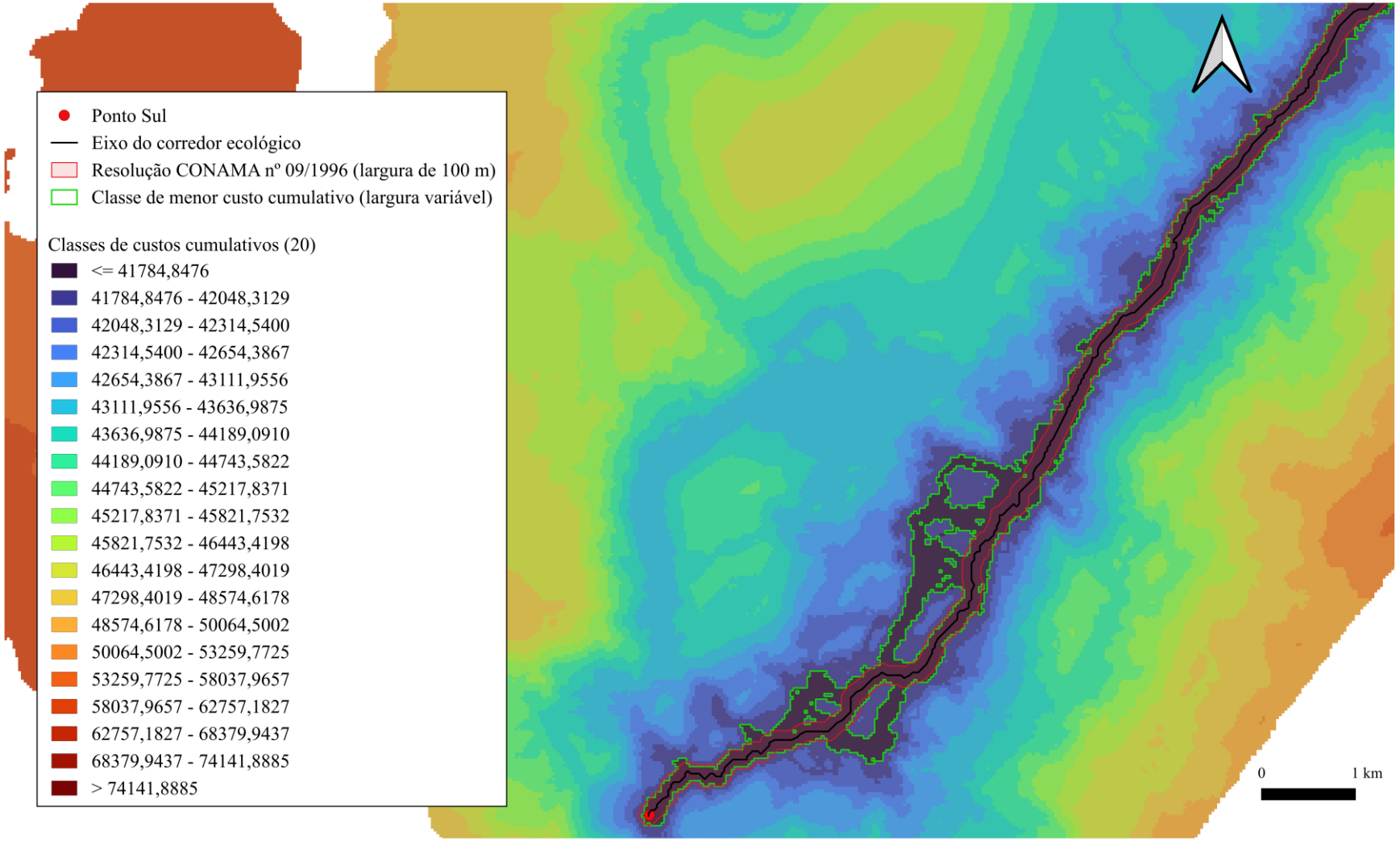
Com base nos caminhos de menor custo delineados na ICC somada, foi gerada a linha central do corredor, representando seu eixo principal. Essa linha conecta os pontos ao norte e ao sul da área de estudo, seguindo os *pixels* com os menores valores acumulados.

A definição da largura mínima em corredores é um tema amplamente debatido, pois depende do enfoque adotado, do ambiente analisado e dos objetivos de conservação. A Resolução CONAMA nº 09/1996 (Brasil, 1996b) determinava que a largura deveria corresponder a 10% do comprimento total do corredor, com um limite mínimo de 100 m aplicado uniformemente ao longo de todo o eixo. Entretanto, os testes realizados neste estudo indicaram que tal metodologia mostra-se pouco adequada: a aplicação dos 10% resultou em um corredor excessivamente amplo e inviável em termos práticos, enquanto a adoção de uma largura fixa de 100 m excluiu áreas naturais relevantes, como extensas formações de Restinga com elevado potencial para conservação, corroborando críticas já apontadas na literatura.

Beier (2019) sustenta que CEs deveriam apresentar, como regra prática, pelo menos 2 km de largura, exceto em gargalos inevitáveis, como travessias de rodovias. Ampliando essa discussão, Ford *et al.* (2020) introduzem o conceito de *effective corridor width*, destacando que a largura deve ser ajustada de acordo com a ecologia das espécies-alvo e o grau de perturbação antrópica; para mamíferos de grande porte dependentes de florestas, por exemplo, recomendam-se faixas entre 3 e 6 km. Guo e Liu (2017), ao analisarem redes ecológicas em uma região costeira relativamente isolada na China, também reforçam a inexistência de critérios universalmente aceitos, mencionando estudos que variam entre 50 m e 5 km, concluindo que tais medidas precisam considerar a estrutura da paisagem, os efeitos de borda e as pressões exercidas pela matriz de uso da terra. Nesse mesmo sentido, Oliveira (2022), a partir de uma revisão de estudos, ressalta que a largura atribuída a CEs é bastante variável e carece de consenso, sendo frequentemente negligenciada ou pouco detalhada em muitos trabalhos. O autor enfatiza ainda a carência de pesquisas que abordem de forma sistemática esse parâmetro, o que reforça a dificuldade de aplicação de critérios normativos rígidos.

Diante disso, a classificação Quantil (Leal, 2016) revelou-se a mais adequada para esse estudo (Figura 20). A classe selecionada possibilitou atender, de forma geral, ao critério mínimo estabelecido pelo CONAMA, sem impor uma largura artificial e uniforme ao longo de todo o eixo do corredor. Com isso, a área expandiu-se de maneira mais natural, abrangendo uma maior diversidade de ambientes de elevado valor ecológico. Os trechos com largura inferior a 100 m (entre 77 e 100 m) ocorreram apenas de forma pontual, concentrando-se no setor norte, onde a pressão antrópica é mais intensa.

Figura 20 - Comparação entre a largura fixa (Resolução CONAMA nº 09/1996) e a largura variável (determinada pela classificação Quantil) no processo de modelagem do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



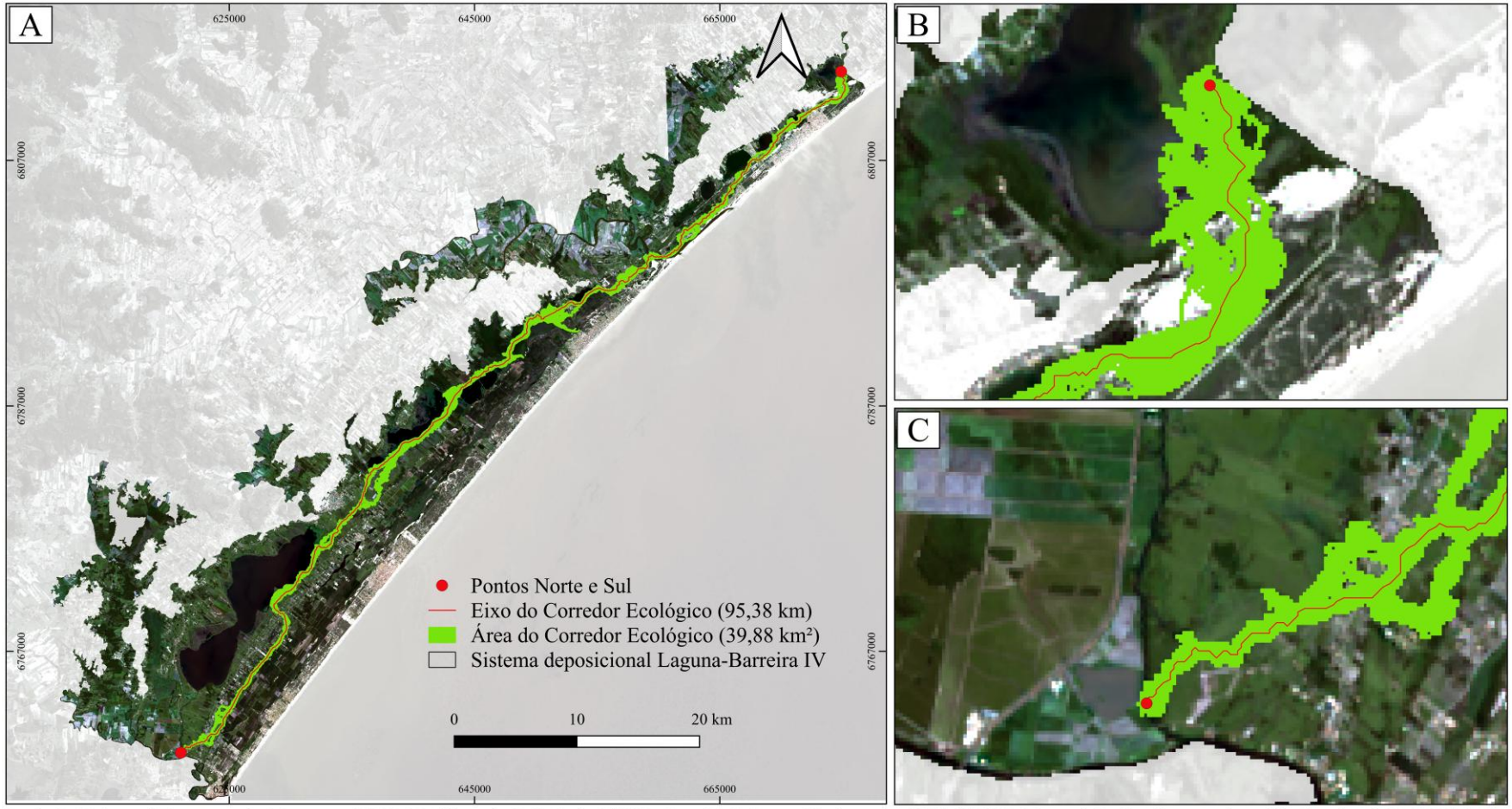
Fonte: Da autora.

A primeira classe correspondeu aos *pixels* com os menores custos acumulados, delimitando as áreas mais favoráveis à formação do corredor. A configuração final resultou da combinação das quatro variáveis analisadas e de seus respectivos pesos, assegurando equilíbrio entre critérios ambientais e antrópicos. Também, a adoção de 20 classes possibilitou um delineamento ajustado à realidade da paisagem, evitando tanto um corredor excessivamente amplo quanto limites demasiadamente restritivos.

Essa opção metodológica se insere em um debate mais amplo sobre a efetividade de diferentes procedimentos na modelagem de corredores. Sawyer, Epps e Brashares (2011), por exemplo, questionam se modelos de menor custo realmente refletem o uso da paisagem pelos organismos, destacando a necessidade de calibrar os resultados com base em evidências ecológicas. Nessa mesma direção, Pinto e Keitt (2009) argumentam que a redundância de caminhos deve ser considerada na análise, uma vez que não existe uma única rota ótima para garantir conectividade. De modo complementar, Beier, Majka e Spencer (2008) ressaltam que as escolhas de procedimentos, desde os critérios de custo até a forma de delinear o corredor, influenciam diretamente os resultados finais, exigindo atenção crítica por parte do pesquisador. Assim, a classificação por Quantil se mostrou sensível às variações da paisagem e alinhada a recomendações que defendem procedimentos flexíveis e contextuais para o planejamento de CEs.

Dessa forma, a partir do isolamento da primeira classe (*pixels* ≤ 41.784,85), que contempla os menores custos acumulados, foi possível calcular a área do CE. O corredor resultante possui 95,38 km de extensão e uma área de 39,8 km², ocupando 5% da subárea analisada e 2,8% da ZCSSC05 (Figura 21).

Figura 21 - Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM; Meridiano de Referência 51° W - Fuso 22 S; Datum Horizontal - SIRGAS 2000; Fonte de Dados: imagem de satélite Landsat 8 SR (OLI/TIRS) - 14/03/2024; Elaboração do Mapa: Cristiane Scussel

(A) Menores custos acumulados na paisagem e na classificação por Quartil da superfície de custo; (B) Ponto Norte; (C) Ponto Sul.
Fonte: Da autora.

A análise do formato do CE com base no mapa da CUT para o ano de 2024 indicou variações em sua largura ao longo do trajeto. Foram identificadas áreas mais alargadas, sustentadas pela maior cobertura de FVN e pela presença de MAD, como lagoas e canais meandrantes que as interligam, algumas das lagoas ultrapassam 100 m de largura. A largura do corredor mantém-se relativamente contínua na maior parte do percurso, apresentando apenas estreitamentos localizados, concentrados principalmente na porção norte da área de estudo. Além disso, em função das áreas mais amplas, foram observadas rotas alternativas ao longo do corredor que não seguem exclusivamente a linha central.

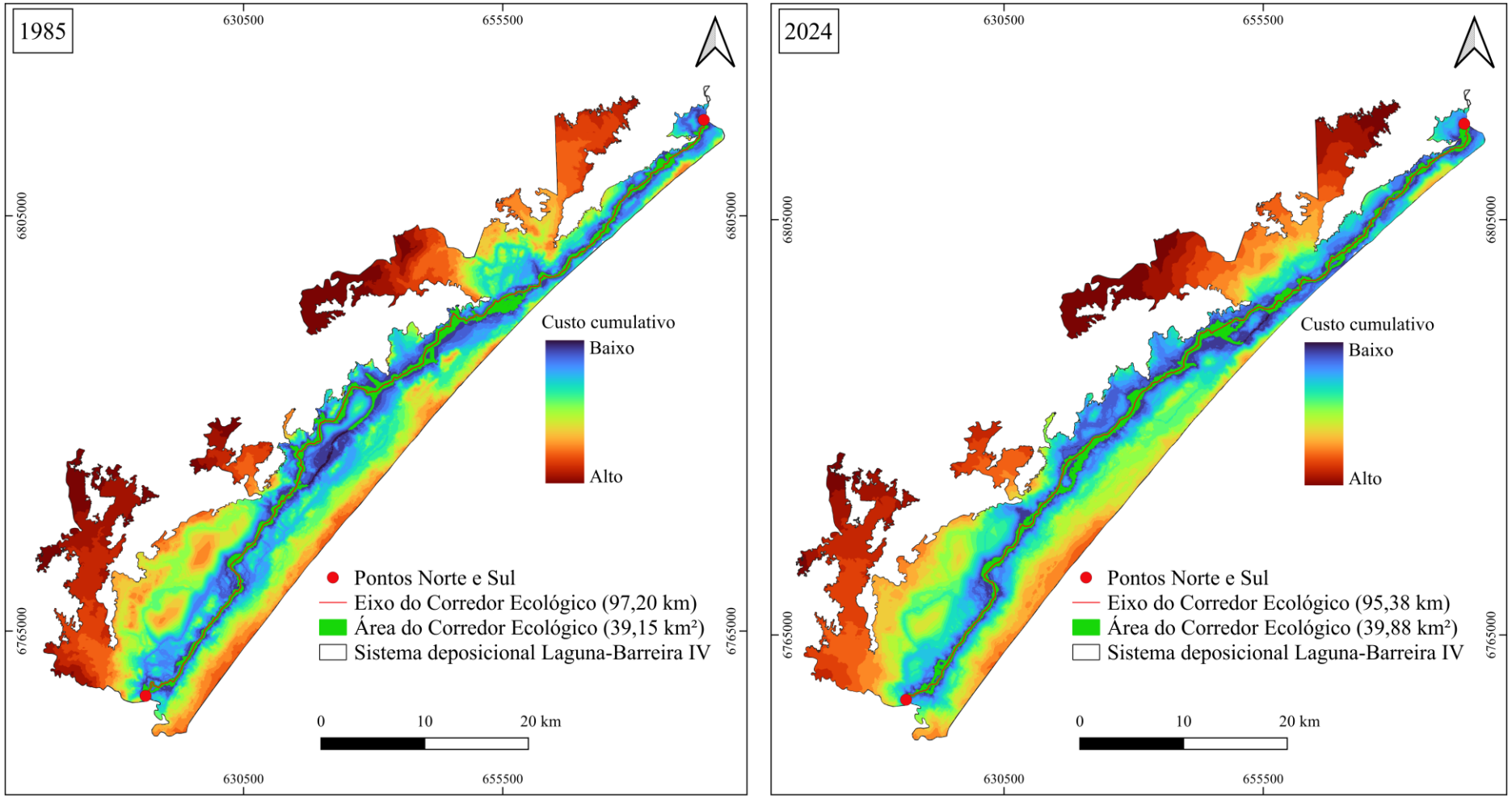
Com o objetivo de compreender como as mudanças na paisagem ao longo do tempo influenciaram a conectividade, a modelagem foi realizada também para o ano de 1985. A ideia foi verificar se o trajeto do corredor há 40 anos diferiria significativamente daquele delineado para 2024. Para isso, foram seguidos os mesmos critérios da modelagem adotados para 2024, com exceção das variáveis CUT e FVN, que foram ajustadas conforme a imagem classificada da CUT de 1985. A partir dessa classificação, as classes VHA e FNA foram isoladas para compor a variável FVN. Já as variáveis APP e DEC permaneceram as mesmas, pois não refletem mudanças significativas ao longo do tempo. Após essa adaptação, todas as demais etapas da modelagem seguiram o mesmo procedimento adotado para o ano mais recente.

Os resultados revelaram que, apesar das transformações na paisagem nas últimas quatro décadas, os corredores modelados para 1985 e 2024 mantiveram trajetórias praticamente idênticas. Ambos seguiram a mesma direção e conectaram os mesmos ambientes naturais, com variações mínimas em trechos pontuais da rota. Esse padrão indica que os ambientes naturais em áreas mais baixas e úmidas foram menos impactados pela ocupação antrópica, possivelmente devido às limitações impostas pelas características edáficas, que restringiram a expansão de usos intensivos.

Embora este estudo se concentre exclusivamente na conectividade estrutural, analisada a partir de dois recortes temporais distintos e, portanto, não contínuos, autores como Martensen (2021) destacam que a conectividade possui um componente espaço-temporal importante, uma vez que as mudanças na paisagem influenciam a persistência e a configuração dos elementos que sustentam os fluxos ecológicos. Assim, mesmo a partir de representações estáticas, a comparação entre os cenários de 1985 e 2024 permite inferir sobre a estabilidade das condições estruturais que favorecem a conectividade na região, evidenciando a resiliência dos ambientes naturais que apoiam a rota do corredor.

O corredor de 1985 teve uma extensão 2 km maior, enquanto sua área total foi apenas 0,73 km² menor do que a de 2024. A composição da paisagem dentro do corredor gerado também apresentou diferenças pouco expressivas, com o corredor de 1985 registrando 6,4% a mais de ambientes naturais (Figura 22).

Figura 22 - Comparação entre os caminhos de menor custo e a variação espacial dos Corredores Ecológicos (CE) modelados para ao anos de 1985 e 2024 na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM; Meridiano de Referência 51º W - Fuso 22 S; Datum Horizontal - SIRGAS 2000; Fonte de Dados: imagem de satélite Landsat 8 SR (OLI/TIRS) - 14/03/2024; Elaboração do Mapa: Cristiane Scussel

Fonte: Da autora.

A delimitação do CE na ZCSSC considerou a extensão territorial necessária para garantir a conectividade estrutural entre os ambientes naturais. A mesma foi validada também por meio de análises em imagens orbitais disponibilizadas na plataforma do *Google Earth*, escolhidas para o mesmo mês da imagem utilizada, devido à sua melhor resolução e qualidade visual. Isso permitiu confirmar que o caminho selecionado prioriza áreas predominantemente rurais e naturais, minimizando a sobreposição com áreas urbanizadas.

Esses achados indicam que, apesar da extensão relevante de FVN, a fragmentação espacial constitui um desafio para a continuidade dos habitats na paisagem, reforçando a necessidade de identificar áreas para conectar os fragmentos existentes. A modelagem permitiu delinear rotas potenciais que conectam núcleos de vegetação florestal, vegetação herbácea-arbustiva nativa de Restinga, banhados, turfeiras e lagoas, oferecendo uma visão espacial sobre a continuidade dos habitats e subsidiando estratégias de planejamento territorial, especialmente para a conservação em geral.

Os resultados obtidos reforçam a importância do presente estudo que apresenta contribuições relevantes para a ZCSSC05. A adoção do critério de Quantil para definir a largura do corredor permitiu considerar a heterogeneidade estrutural da paisagem de forma mais sensível do que padrões de largura fixa. Ao comparar os corredores de 1985 e 2024, observou-se que a configuração espacial se manteve estável, indicando trechos inalterados. A aplicação desses métodos a ecossistemas costeiros fragmentados, como as Restingas, FOD das Terras Baixas, AU e lagoas, representa um avanço na adaptação de ferramentas tradicionais de planejamento da conservação de ambientes naturais a contextos pouco explorados.

Vale destacar que a definição do trajeto aqui apresentada não implica na comprovação de sua conectividade funcional, mas apenas da viabilidade estrutural, considerando os critérios analisados. A conectividade funcional é espécie-específica, no entanto, uma vez obedecidos critérios ecológicos gerais mínimos para a definição de rota para delineamento de CE, com base na conectividade estrutural, provavelmente, a probabilidade de deslocamento de espécies através deste corredor (conectividade funcional) é muito maior do que através da paisagem fragmentada. A avaliação da conectividade funcional dependerá de estudos futuros sobre movimentação de espécies, interações ecológicas e qualidade dos habitats conectados. Além disso, a manutenção das áreas úmidas, por si só, amplia as possibilidades de manutenção das MAD e de sua cobertura vegetal associada, tanto herbácea-arbustiva quanto arbórea.

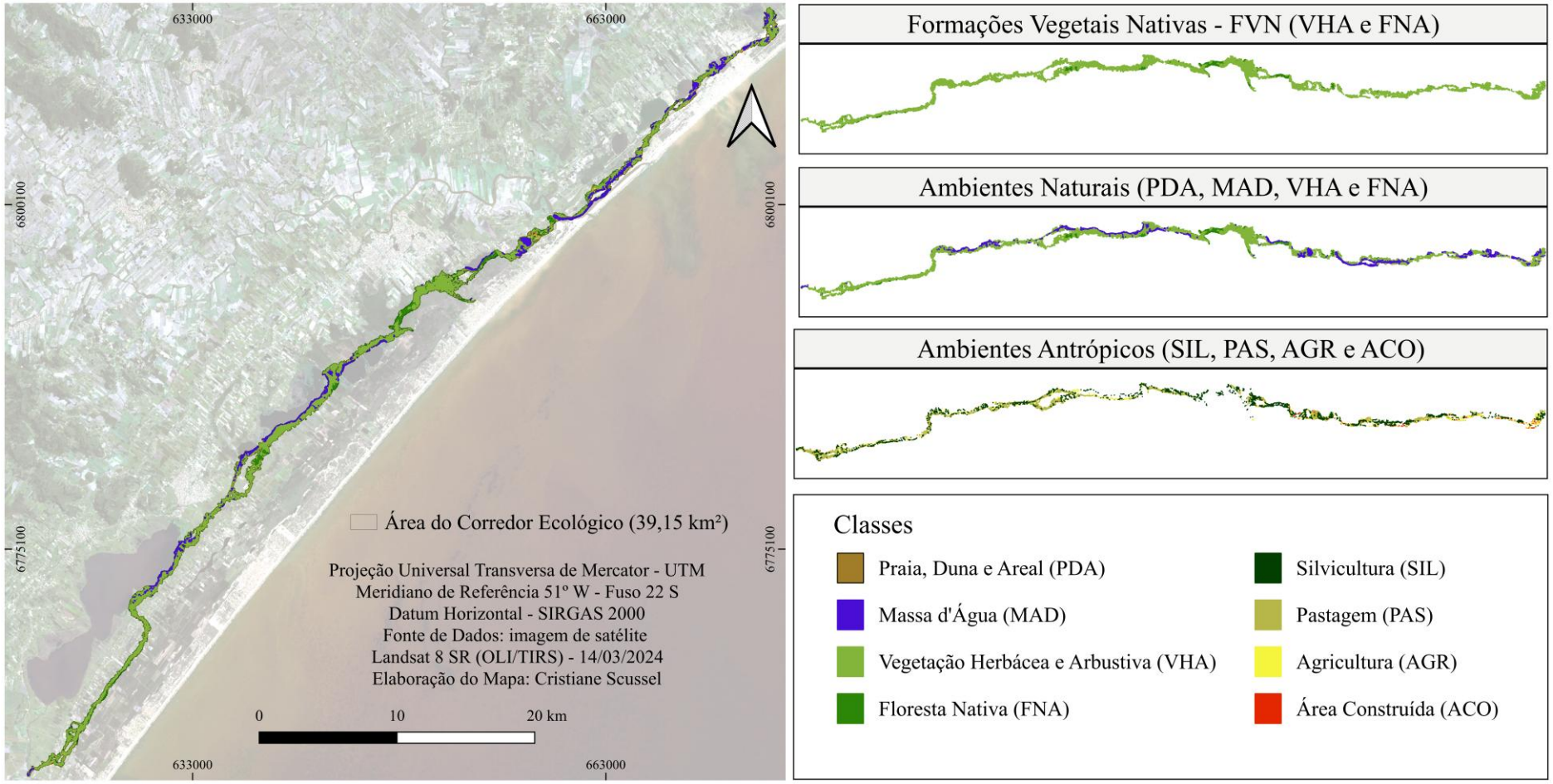
Os resultados da modelagem do CE revelam padrões claros de conectividade estrutural ao longo da ZCSSC05, evidenciando a coexistência espacial de ambientes nativos e usos antrópicos na paisagem. Essa configuração reforça o caráter socioecológico, em que a configuração da paisagem e as dinâmicas de ocupação humana influenciam diretamente a viabilidade das rotas de conectividade. A identificação e a compreensão desses padrões fornecem subsídios essenciais para a identificação de áreas prioritárias para conservação e restauração, permitindo que o planejamento futuro considere simultaneamente o contexto do mosaico natural-antrópico.

4.3 COMPOSIÇÃO E CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM NO CORREDOR ECOLÓGICO

A classificação da CUT referente ao ano de 2024, recortada para os limites do CE delimitado, evidencia a composição e a distribuição espacial das classes presentes em seu interior (Figuras 23 e 24). Observa-se a coexistência de ambientes naturais e antrópicos, cuja configuração resulta em trechos homogêneos, compostos por FVN compartilhando espaço com áreas antrópicas. A Tabela 16 apresenta a área de cada classe, bem como o número de feições correspondentes.

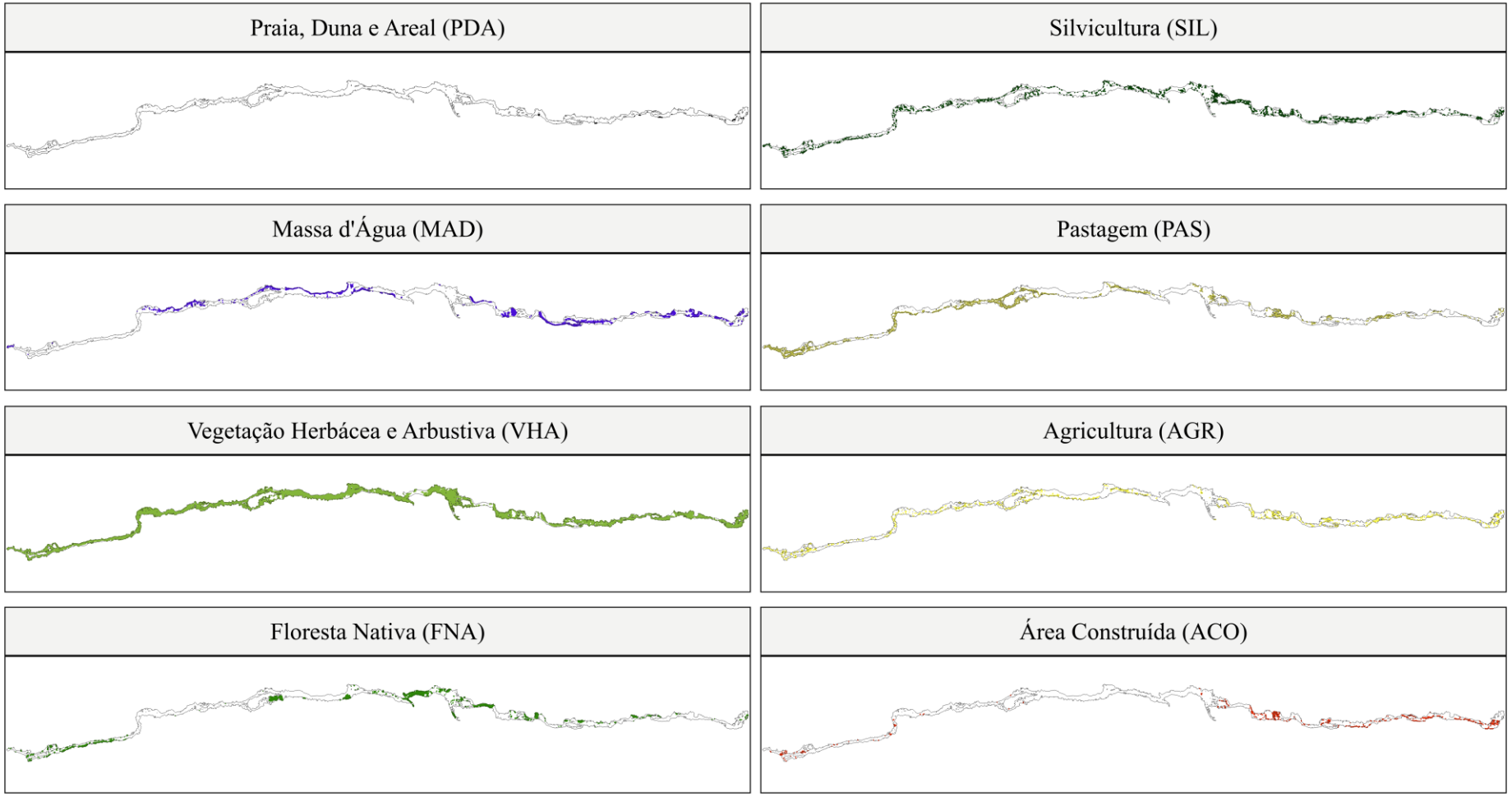
A análise em ambiente SIG, complementada pela inspeção de imagens de alta resolução, possibilitou identificar padrões de continuidade e descontinuidade, destacando trechos onde as formações naturais permanecem conectadas e áreas onde usos antrópicos se inserem de forma mais densa, interrompendo a conexão. Essa caracterização inicial fornece o panorama estrutural de base sobre o qual se apoiam as avaliações subsequentes.

Figura 23 - Caracterização da Cobertura e Uso da Terra (CUT) na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), a partir da classificação de imagem *Landsat 8 SR* (*OLI/TIRS*) de 14/03/2024. A análise contempla a identificação e distribuição das Formações Vegetais Nativas (FVN), demais ambientes naturais e ambientes antrópicos



Fonte: Da autora.

Figura 24 - Distribuição espacial das classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT) na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05). Cada painel representa a ocorrência individualizada de uma classe, destacando os padrões de continuidade ou descontinuidade



Fonte: Da autora.

Tabela 16 - Dados das classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT) presentes na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), com base na classificação gerada para o ano de 2024

Classes	Feições (nº)	Área (ha)	Área (%)
Praia, Duna e Areal (PDA)	21	7,47	0,19
Massa d'Água (MAD)	393	392,4	9,84
Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA)	964	2.261,43	56,7
Floresta Nativa (FNA)	314	354,42	8,9
Silvicultura (SIL)	1325	314,28	7,87
Pastagem (PAS)	880	377,46	9,46
Agricultura (AGR)	1075	190,89	4,78
Área Construída (ACO)	375	90,18	2,26
Total	5347	3.988,53	100
Classes agrupadas			
FVN (VHA e FNA)	1278	2.615,85	65,6
Ambientes naturais (PDA, MAD, VHA e FNA)	1692	3.015,72	75,63
Ambientes antrópicos (SIL, PAS, AGR e ACO)	3655	972,81	24,37

Fonte: Da autora.

Tratando-se dos ambientes naturais, a classe PDA ocupa área reduzida (7,47 ha) e se concentra predominantemente na porção norte do corredor, em áreas correspondentes à presença de dunas. A classe MAD representa aproximadamente 10% da área do corredor, distribuindo-se de forma descontínua, com interrupções observadas, principalmente, ao sul e na região central do corredor. Tal padrão é esperado, considerando que nem toda a extensão do corredor apresenta baixadas úmidas naturais, mas cabe ressaltar que esse baixo percentual pode ser atribuído também às drenagens artificiais realizadas desde o século passado (Pereira; Zocche, 2025) e ainda mantidas na atualidade, e que o conjunto de lagoas organiza-se em uma sequência alinhada, formando um padrão linear típico de "rosário" ao longo da paisagem da ZCSSC05, onde as lagoas representam as contas do rosário e os paleocanais que as interligam representa a linha de conexão entre as contas do rosário. A classe VHA é a mais expressiva, abrangendo cerca de 57% da área do corredor, com ampla distribuição e elevada conectividade estrutural. A FNA, embora ocupe menor proporção (9%), atua de forma complementar,

sobretudo em trechos onde há descontinuidade da VHA. Juntas, essas duas classes mantêm a presença contínua de ambientes nativos costeiros (FVN 65,6%) e oferecem áreas de habitat favoráveis ao longo de quase toda a extensão do corredor.

Com relação aos ambientes antrópicos, a classe PAS corresponde a 9,46% do corredor. Apresenta distribuição concentrada em pontos específicos, sendo que em alguns locais, as áreas ocupadas por essa classe funcionam como elementos de conexão entre fragmentos pertencentes à VHA. A classe SIL, que ocupa 7,87% da área, caracteriza-se pela presença de grande número de polígonos pequenos, bem distribuídos ao longo de toda a extensão do corredor, frequentemente em contato com áreas de vegetação nativa. A classe AGR corresponde a 5% da área do corredor, também composta por inúmeros polígonos pequenos e dispersos, estabelecendo limites com áreas de vegetação nativa. A classe ACO ocupa mínima quantidade de área, apenas 2%, com concentração mais significativa na porção norte do corredor.

Considerando todos os ambientes naturais, a vegetação nativa predomina ao longo do corredor, assegurando importante continuidade e conectividade estrutural interna. As classes VHA e FNA, que juntas correspondem a 65,6% da área, constituem a base desse padrão: a VHA é majoritária em extensão, enquanto a FNA, mesmo menos representativa, amplia e diversifica os habitats disponíveis. A presença de ambientes naturais complementares, como PDA e MAD, eleva esse percentual para 75,6%, formando em vários trechos um *continuum* de ambientes costeiros ao longo de sua extensão. Contudo, há pontos de desconexão, observados, principalmente, na extremidade sul, onde se mesclam com áreas classificadas como PAS, e na porção norte, com ACO.

Juntos, os usos antrópicos ocupam aproximadamente um quarto da área total do corredor, concentrando-se especialmente nas proximidades da foz do rio Araranguá e no município de Balneário Rincão. Neste município, a urbanização ocupa maior extensão dentro do CE e, por vezes, incide sobre áreas legalmente protegidas, provocando o afunilamento do corredor, notadamente nas margens das lagoas dos Esteves e do Faxinal. A presença dessas pressões antrópicas em regiões sensíveis representa potenciais conflitos e demanda a implementação de ações de fiscalização pelo Poder Público e de manejo e restauração.

Em se tratando do município de Araranguá, Cristiano *et al*. (2024) demonstram que as três UCs municipais decretadas em 2016 (a Área de Proteção Ambiental da Costa de Araranguá, o Monumento Natural Morro dos Conventos e a Reserva Extrativista do Rio

Araranguá) não se efetivaram. Segundo os autores, a sobreposição total ou parcial de seus limites com loteamentos previamente aprovados, somada a alterações legais que reduziram áreas protegidas ou revogaram dispositivos essenciais, resultou na paralisação completa de sua implementação. Ainda que o CE incida de forma mais expressiva sobre a Área de Proteção Ambiental da Costa de Araranguá, também tangencia os demais polígonos, o que evidencia o papel estratégico que essas UCs poderiam desempenhar no fortalecimento da conectividade ecológica, caso fossem plenamente reconhecidas e operacionalizadas.

Embora a análise da CUT no interior de CEs seja tema central para compreender sua configuração estrutural, é imprescindível reconhecer que esses espaços não existem isoladamente, mas se articulam a uma paisagem mais ampla, cujas dinâmicas podem tanto potencializar quanto limitar a efetividade do CE propriamente dito. Nesse sentido, Bennett (2003) já argumentava que, em paisagens dominadas por uso humano, a eficácia dos CEs depende não apenas do traçado idealizado, mas também da compreensão do uso da terra no entorno imediato. Nessa mesma direção, Rocha *et al.* (2007), ao investigar áreas protegidas costeiras, mostraram que a presença de remanescentes naturais está fortemente condicionada ao contexto das atividades humanas circundantes, reforçando a importância de considerar a paisagem em sua totalidade. Essa visão é ampliada por Popescu, Tache e Petrișor (2022), que enfatizam a necessidade de integrar análises em múltiplas escalas com o uso de dados geoespaciais em cenários fragmentados e pressionados por infraestrutura. Por fim, em uma perspectiva ainda mais recente, Loge (2024) ressalta que a análise cuidadosa do uso da terra e das interações entre elementos naturais e atividades humanas preexistentes, sobretudo em contextos urbanizados, é determinante para assegurar não apenas a viabilidade ecológica, mas também a aceitação social e a efetividade ambiental dos CEs.

Embora a ZCSSC05 apresente 27,99% de ambientes naturais, o corredor resultante representa apenas a parcela da paisagem que, dadas as variáveis utilizadas, expressou os menores custos acumulados e maior continuidade estrutural. Assim, o traçado identificado deve ser entendido como o núcleo mínimo de conectividade sob o conjunto de critérios adotados, reconhecendo que outros remanescentes naturais presentes na paisagem mantêm potencial para ampliar essa conectividade por meio de corredores secundários ou faixas complementares.

Assim, reconhecer o CE como parte integrante de um sistema paisagístico mais amplo implica compreender que sua efetividade não se limita aos seus contornos formais. Áreas naturais situadas no entorno imediato, mesmo que atualmente não incorporadas ao traçado

proposto, constituem potenciais extensões de habitats capazes de ampliar rotas de movimento de organismos, manter o fluxo gênico entre populações e reduzir a vulnerabilidade a interrupções locais. Nesse sentido, pesquisas futuras que considerem a integração desses remanescentes adjacentes poderão fortalecer a conectividade estrutural/funcional do CE aqui proposto, conferindo-lhe maior flexibilidade espacial e capacidade de adaptação diante das pressões antrópicas em curso.

A partir dessa leitura geral, os resultados organizam-se em dois eixos complementares: (i) a identificação de trechos vulneráveis à conectividade estrutural; e (ii) a avaliação da distribuição das FVN e das MADs ao longo do corredor. Quando interpretadas de forma articulada, essas análises revelam tanto os pontos de maior fragilidade na conectividade dentro do corredor quanto os segmentos com maior conexão, orientando com maior precisão as ações de restauração e conservação.

4.3.1 TRECHOS VULNERÁVEIS À CONECTIVIDADE ESTRUTURAL

A identificação de trechos vulneráveis à conectividade estrutural constitui uma etapa fundamental para compreender a continuidade dos ambientes naturais no interior do CE. Considerando que a presença de usos antrópicos influencia diretamente a permeabilidade da paisagem, a análise concentrou-se na variação da largura efetiva do corredor ao longo de sua extensão.

A Figura 25 apresenta a visualização espacial dos 184 quadrantes gerados e analisados ao longo do corredor, classificados conforme as distâncias registradas em cada ponto-linha-eixo. O gradiente de cores varia de tons de vermelho, representando os pontos de maior estreitamento (quadrantes com larguras entre 42 e 54 m), até tons de verde, que indicam os locais onde os 100 m de largura foram integralmente preenchidos pelas classes de CUT de interesse, sem interrupções.

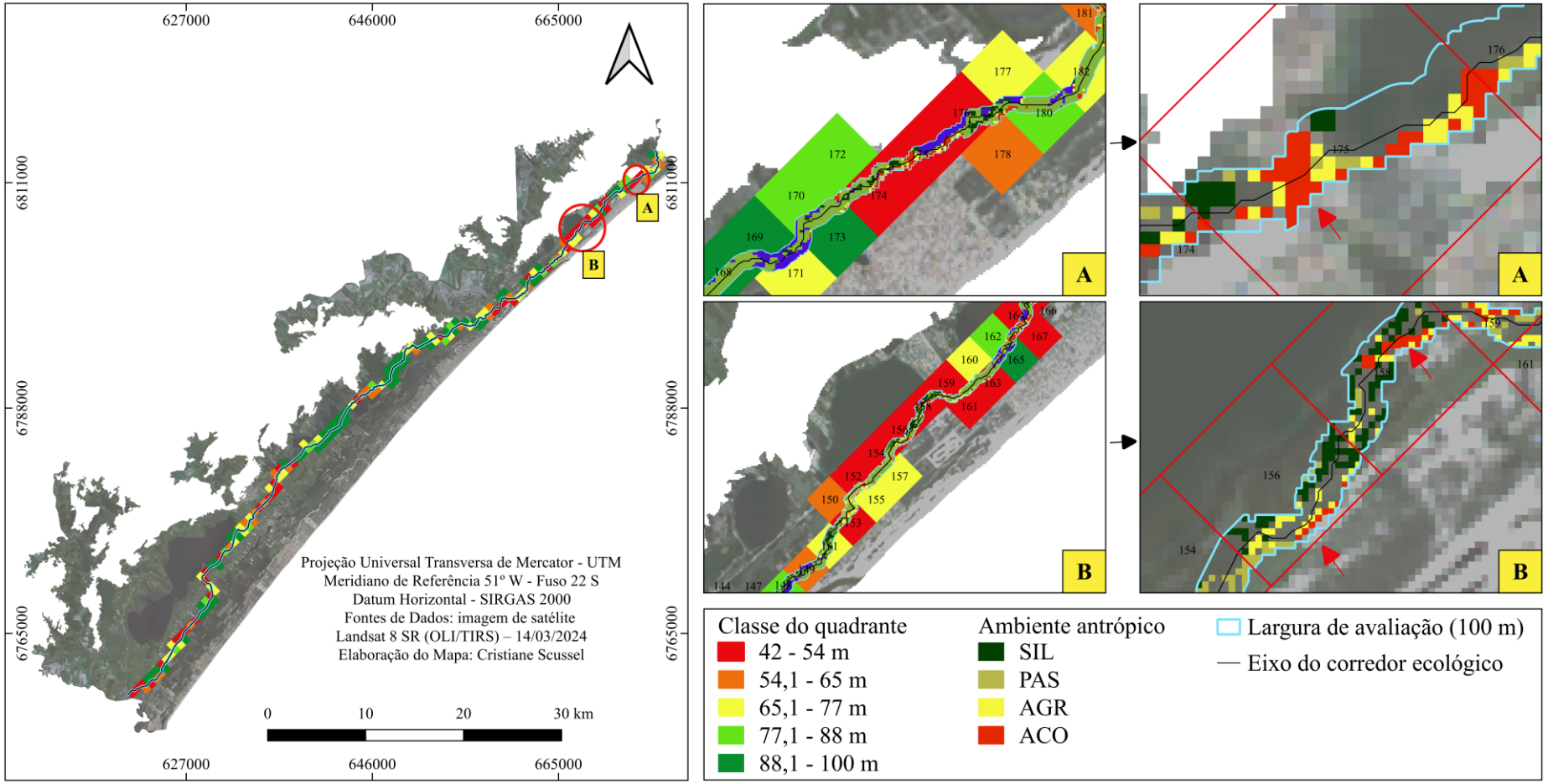
A análise espacial dos estreitamentos ao longo do CE evidenciou que os trechos mais estreitos se concentram predominantemente nas faixas entre 42 e 65 m, ocorrendo, sobretudo, nas porções norte e sul da área de estudo. Esses segmentos, destacados nos painéis A e B da Figura 25, apresentam interrupções totais ou parciais da continuidade lateral, associadas à proximidade direta com áreas agrícolas e urbanizadas. Tais usos se situam notadamente no entorno imediato de lagoas, indicando pressão antrópica sobre ambientes

naturalmente mais sensíveis. Esses resultados demonstram que a diminuição da largura do CE está concentrada em áreas onde o uso da terra se consolidou historicamente, indicando padrões espaciais pontuais de pressão antrópica.

Os recortes ampliados (Figura 25A e B) ilustram duas formas distintas de interferência. No painel A, a presença contínua de ACO e AGR ao longo da faixa central do corredor resulta na interrupção total da conectividade estrutural. Já no painel B, embora a conectividade não seja completamente interrompida, verifica-se uma configuração em que usos antrópicos, como AGR, PAS e SIL, aparecem intercalados à FVN que reduz a integridade do corredor mesmo em trechos com larguras superiores a 54 m.

Em contraste, a porção central do corredor apresenta maior regularidade estrutural, com predominância de quadrantes na faixa entre 77 e 100 m de largura, refletindo maior contiguidade das FVN. Essa distribuição espacial sugere que a manutenção de cobertura natural contínua está associada a larguras mais estáveis ao longo do corredor.

Figura 25 - Trechos vulneráveis à conectividade estrutural na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) com base em quadrantes e sua relação com a Cobertura e Uso da Terra (CUT)



Os painéis destacam regiões com extensas áreas de estreitamentos. (A) Interrupção total (dois lados do CE) da conectividade por Área Construída (ACO) e Agricultura (AGR); (B) Interrupção parcial (lado direito do CE) da conectividade por Área Construída (ACO) e Agricultura (AGR).
Fonte: Da autora.

O detalhamento da composição dos trechos mais estreitos foi obtido a partir da análise dos quadrantes na faixa de 42-54 m, os quais foram selecionados e intersectados com a camada de CUT. Essa análise comprova que os estreitamentos estão majoritariamente relacionados às classes AGR (23,14%), PAS (18,6%) e SIL (17,14%), enquanto a presença de ACO (9,07%) reforça o papel da urbanização na redução da continuidade lateral do corredor (Tabela 17).

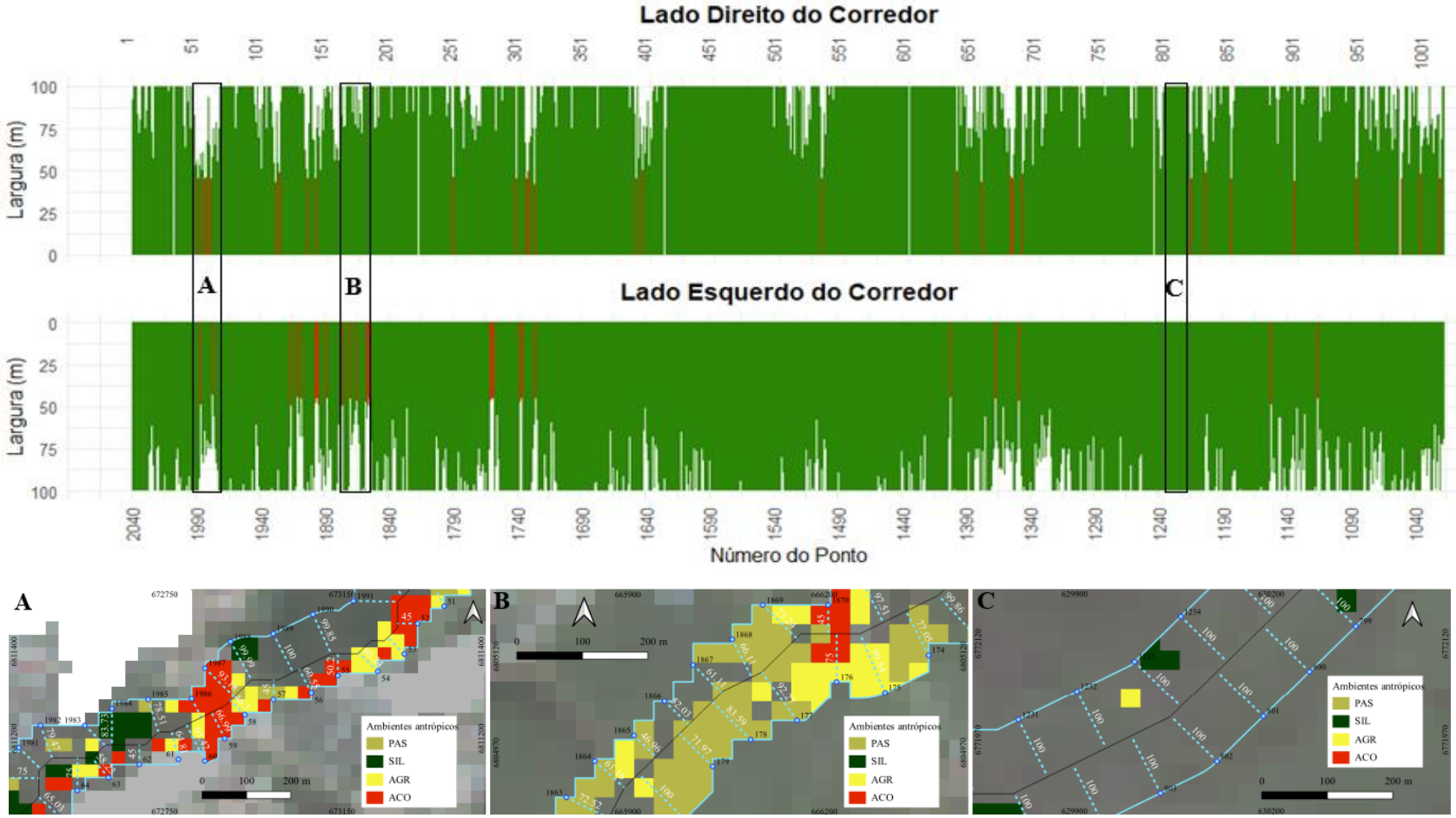
Tabela 17 - Frequência das classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT) nos trechos mais estreitos da área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) resultantes da interseção com os quadrantes classificados na faixa de 42–54 m de largura. As ocorrências representam o número de feições espaciais resultantes da interseção entre os quadrantes classificados como estreitos e a camada de CUT

Classe de Uso e Cobertura da Terra	Ocorrências	Porcentagem (%)
Agricultura (AGR)	301	23,14
Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA)	272	20,91
Pastagem (PAS)	242	18,6
Silvicultura (SIL)	223	17,14
Área Construída (ACO)	118	9,07
Massa d'Água (MAD)	70	5,38
Floresta Nativa (FNA)	63	4,84
Praia, Duna e Areal (PDA)	12	0,92
Total	1301	100

Fonte: Autora.

A análise da largura do corredor, baseada nos pontos amostrais distribuídos a cada 100 m ao longo de ambos os lados da linha central, indicou um padrão geral de continuidade estrutural, com predominância de segmentos próximos à largura de referência de 100 m (Figura 26). Contudo, foram identificados trechos pontuais com reduções significativas, sobretudo aqueles com largura inferior a 50 m, aqui interpretados como indicadores de estreitamento lateral.

Figura 26 - Representação da largura de avaliação e identificação de pontos críticos (distância <50 m) na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



Os gráficos mostram a flutuação das distâncias nos dois lados do corredor, enquanto os mapas ilustram três situações contrastantes: (A) Estreitamento simultâneo em ambos os lados; (B) Estreitamento em um lado, compensado pela maior continuidade estrutural do lado oposto; e (C) Trecho com elevada integridade espacial, margens amplas e estáveis.

Fonte: Da autora.

No lado direito do CE, entre os 1.016 pontos analisados, 2,85% registraram larguras inferiores a 50 m, com valores mínimos de 41,93 m (ponto 312), 43,15 m (ponto 657) e 43,24 m (ponto 112). No lado esquerdo, de um total equivalente, 2,56% apresentaram larguras abaixo desse limite, com destaques para os pontos 1977 (43,32 m), 1401 (44,39 m) e 1911 (44,64 m). Esses estreitamentos têm distribuição espacial não aleatória: no lado esquerdo concentram-se especialmente entre os pontos 1100 e 1200, enquanto no lado direito ocorrem de forma mais dispersa ao longo de todo traçado.

A Figura 26 também ilustra três situações estruturais contrastantes ao longo do corredor. No trecho A, observam-se estreitamentos simultâneos em ambos os lados, caracterizando cenário crítico de redução da continuidade lateral. No trecho B, o estreitamento ocorre em apenas um dos lados, enquanto o outro mantém margens mais amplas, configurando um efeito compensatório. Já o trecho C representa condição estruturalmente estável, com margens próximas à largura ideal e ausência de reduções críticas. Em grande parte do corredor, os estreitamentos não são bilaterais, o que reduz o risco de interrupção total da continuidade de ambientes naturais, destacando o papel dos trechos mais conservados como elementos de estabilização em escala de paisagem.

A avaliação dos estreitamentos permitiu verificar como o corredor se comporta em relação ao limite mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 09/1996 (Brasil, 1996), evidenciando trechos onde a largura se aproxima ou fica abaixo do valor de referência. Esses pontos de vulnerabilidade concentram-se especialmente nas extremidades do CE, onde usos antrópicos consolidados reduzem a continuidade lateral dos ambientes naturais. Cabe destacar que essa análise não define a largura do corredor adotada neste estudo, uma vez que essa foi determinada com base na distribuição espacial das formações naturais, resultando em larguras variáveis ao longo do traçado. O objetivo aqui foi identificar situações em que a integridade física do corredor se encontra potencialmente comprometida quando confrontada com o patamar mínimo previsto na legislação brasileira, evidenciando trechos que demandam maior atenção no planejamento territorial.

Dessa forma, para orientar de maneira mais precisa as estratégias de conservação, torna-se necessário analisar a composição interna do corredor, identificando quais trechos apresentam maior potencial para sustentar a conectividade e quais demandam intervenções prioritárias, assuntos que serão tratados no tópico a seguir.

4.3.2 ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO

A seleção de áreas prioritárias para a conservação ou restauração tem como objetivo identificar trechos do corredor delimitado que demandam ações específicas para a manutenção da conectividade estrutural. Com base nos segmentos previamente classificados quanto à vulnerabilidade, realizou-se a análise detalhada da paisagem por meio da quantificação do índice de FVN utilizando uma malha hexagonal. Essa abordagem permitiu mapear a distribuição espacial das FVN ao longo do corredor, destacando áreas com continuidade preservada e trechos onde a recomposição da cobertura vegetal se mostra estratégica. Dessa forma, cada hexágono passou a representar uma unidade de análise capaz de orientar de maneira precisa a indicação de áreas prioritárias para conservação e restauração.

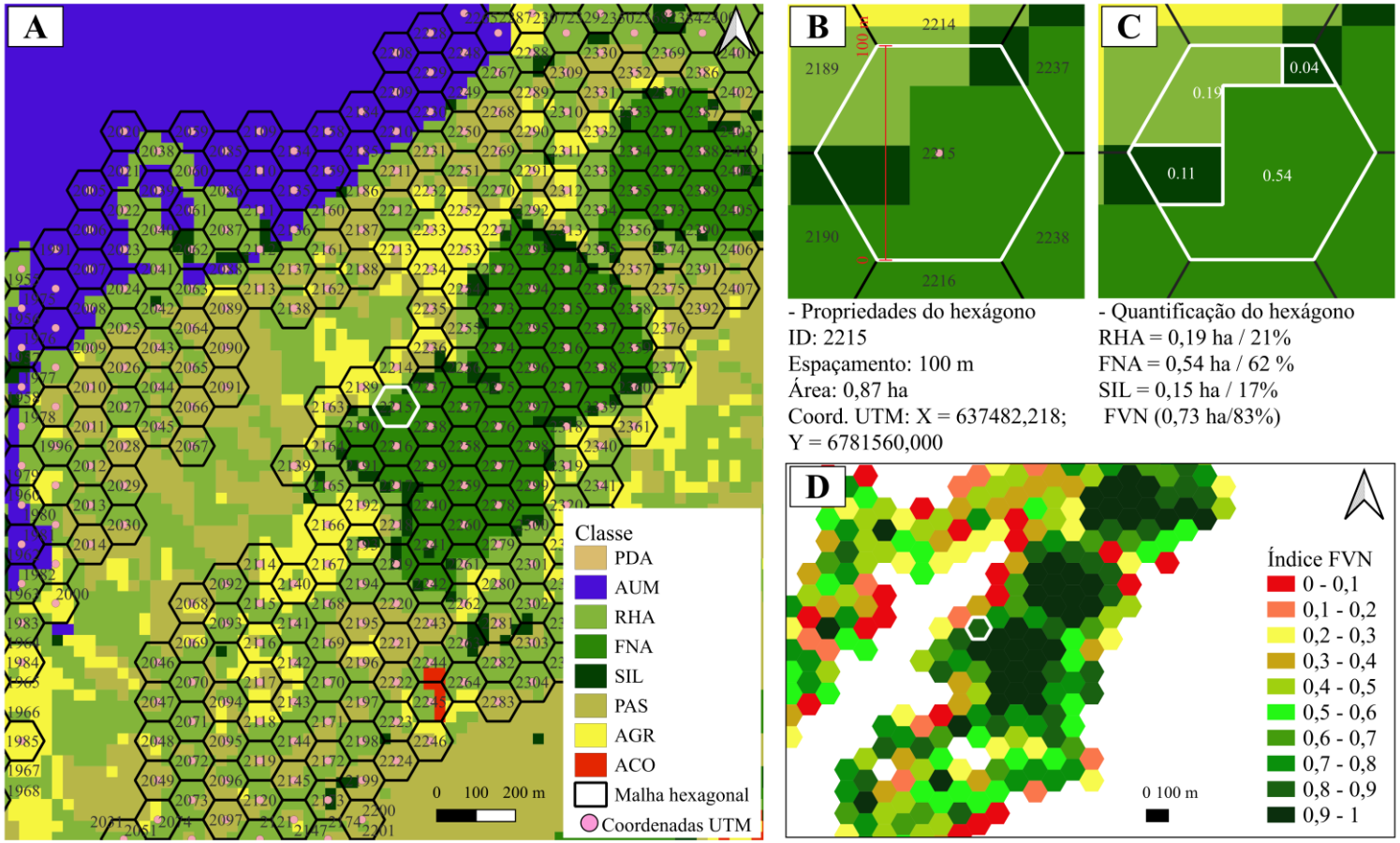
O uso de malhas hexagonais tem se mostrado particularmente eficaz em estudos de planejamento e conservação, permitindo a análise comparável entre diferentes escalas espaciais. Um exemplo clássico dessa abordagem é o método MÉTA, desenvolvido na Hungria, que emprega hexágonos de 35 ha para mapear vegetação, qualidade de habitat e conectividade no país todo (Molnár *et al.*, 2007). Em escala macro-regional, Gonçalves, Passos e Galvanin (2024) demonstraram que hexágonos de 5.000 ha, combinados com a análise da configuração da paisagem, permitem identificar áreas estratégicas para a implementação de CEs. De maneira complementar, Andrade e Steinke (2023) evidenciaram que células de 230 ha podem ser eficazes para reconhecer trechos críticos e avaliar os impactos de barreiras antrópicas entre UCs em escala regional.

Esses estudos ilustram que a escolha da escala em matrizes hexagonais deve ser orientada pelo objetivo e pela extensão do estudo, reforçando a adaptabilidade do método. No presente trabalho, a malha de 0,87 ha proporcionou um nível de detalhamento local suficiente para analisar o corredor delimitado, contemplando a distribuição da vegetação nativa e a presença de áreas sob influência antrópica. Essa flexibilidade metodológica encontra respaldo na perspectiva de Estes *et al.* (2018), segundo a qual a ecologia moderna exige observações em múltiplas escalas, de modo a compreender padrões complexos em diferentes domínios espaciais.

Dessa forma, a utilização de hexágonos neste estudo insere-se em uma tradição consolidada na Ecologia de Paisagem, ao mesmo tempo em que avança ao fornecer uma resolução espacial suficientemente fina para orientar intervenções de conservação e restauração em nível local. A Figura 27 ilustra o processo de quantificação da CUT, com destaque para as

etapas de cálculo do índice das FVN em malha hexagonal. Para facilitar a representação espacial, foi adotado um gradiente de cores, em que os tons de vermelho indicam áreas com menor percentual dessas formações e os tons de verde representam regiões com maior concentração de vegetação.

Figura 27 - Etapas da quantificação do índice das Formações Vegetais Nativas (FVN) em malha hexagonal na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)

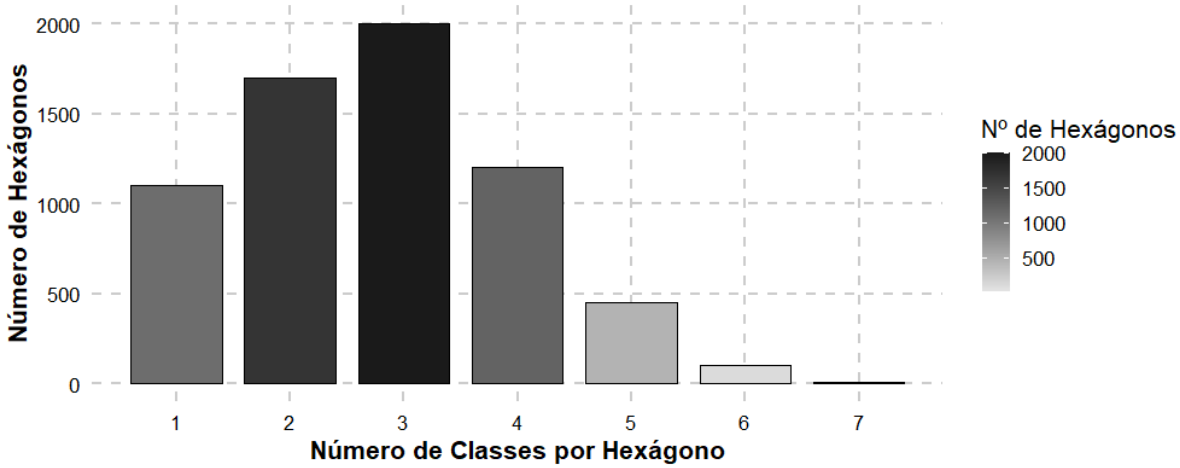


(A) Malha de hexágonos numerada e sobreposta à imagem classificada de 2024. (B) Ampliação do hexágono 2215, mostrando o espaçamento e a área. (C) Quantificação das classes de cobertura e uso da terra existentes no hexágono de referência. (D) Distribuição espacial do índice categorizado.

Fonte: Da autora.

A análise da composição dos hexágonos em relação à quantidade de classes de CUT evidenciou uma predominância de unidades espacialmente homogêneas (Figura 28). Dos 6.501 hexágonos gerados, 1.070 contêm apenas uma classe, 1.700 apresentam duas classes, 2.014 contêm três classes, 1.187 contêm quatro classes, 440 contêm cinco classes, 84 contêm seis classes e apenas seis hexágonos contêm sete classes distintas em uma área aproximada de um hectare. Considerando a divisão em duas categorias, 73,5% dos hexágonos possuem entre uma e três classes, enquanto apenas 26,5% apresentam entre quatro e sete classes, indicando uma tendência à baixa heterogeneidade interna da paisagem do CE.

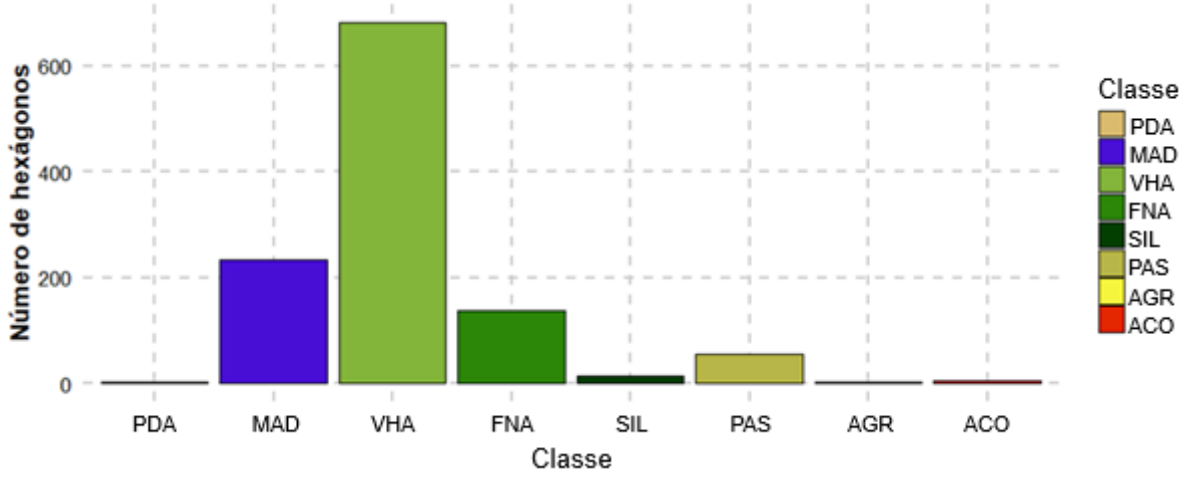
Figura 28 - Distribuição da quantidade de classes de Cobertura e Uso da Terra (CUT) por hexágono na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



Fonte: Da autora.

Complementarmente, a interseção da malha com a imagem classificada mostrou que a classe VHA se destacou como a mais representativa, com 682 hexágonos totalmente ocupados por ela, seguida pela classe MAD, com 234, e pela classe FNA, com 138 (Figura 29). Em contraste, as demais classes apresentaram ocorrência bastante restrita nesse contexto. Esses resultados evidenciam que, embora diferentes classes estejam presentes na área, são principalmente as formações naturais que mais ocupam integralmente os hexágonos, reforçando a predominância desses ambientes.

Figura 29 - Distribuição dos hexágonos totalmente preenchidos por classe de Cobertura e Uso da Terra (CUT) na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05). Onde: Praia, Duna e Areal (PDA); Massa d'Água (MAD); Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA); Floresta Nativa (FNA); Silvicultura (SIL); Pastagem (PAS); Agricultura (AGR) e Área Construída (ACO

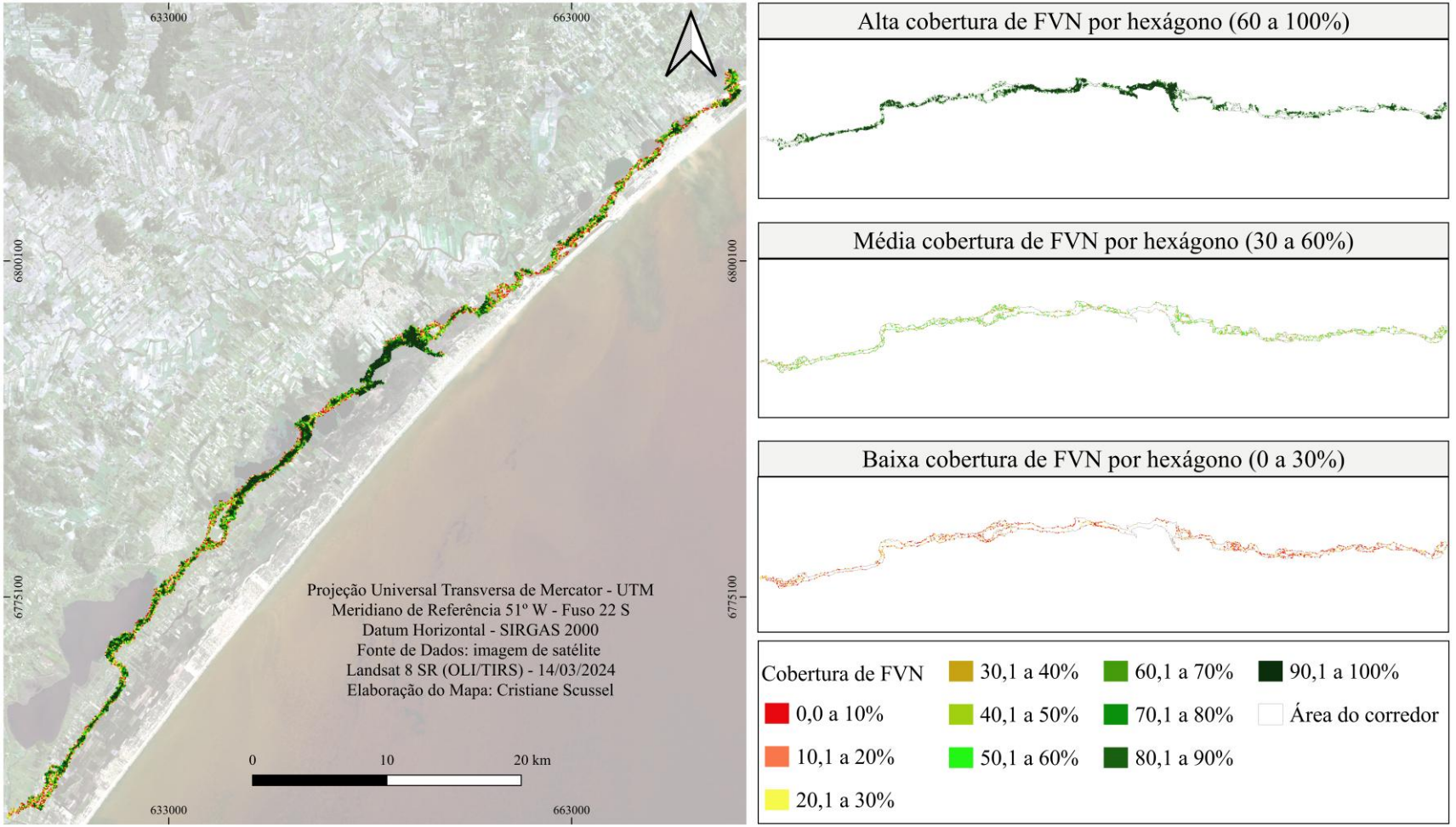


Fonte: Da autora.

Resultados semelhantes foram descritos por Lima (2014) na planície costeira do Rio Grande do Sul, onde a análise da paisagem revelou a manutenção de extensos padrões de ocupação natural, mesmo sob forte pressão antrópica em determinadas áreas. De modo convergente, Amaral *et al.* (2019), ao investigar a vegetação de Restinga no Maranhão, também identificaram expressivos padrões de ocupação natural em ambientes sujeitos a pressões humanas. Esses achados evidenciam que a análise por unidades discretas da paisagem permite identificar áreas de interesse ecológico e subsidiar ações de conservação em diferentes contextos.

A fim de direcionar as análises para a seleção de áreas prioritárias de conservação e restauração, foi realizada a espacialização das FVN (Figura 30). A distribuição da vegetação nativa variou ao longo do corredor, conforme a classificação dos hexágonos: alta cobertura (> 60%), média cobertura (30,1%–60%) e baixa cobertura (< 30%).

Figura 30 - Distribuição espacial do índice de Formações Vegetais Nativas (FVN) na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), considerando classes de cobertura expressas em percentuais (0 a 100%) e agrupadas em três níveis: alta, média e baixa cobertura



Fonte: Da autora.

Dos 6.501 hexágonos que compõem o corredor, 6.026 (92,7%) apresentaram cobertura de FVN (Tabela 18). Desses, aproximadamente 15% encontram-se totalmente preenchidos por vegetação nativa (índice de 100%), distribuindo-se de forma mais agrupada no interior do corredor, especialmente entre os municípios de Araranguá e Balneário Arroio do Silva, próximo de AU. Embora essa concentração ocorra principalmente na metade central do corredor, também foram registrados hexágonos com 100% de cobertura na porção sul e, de forma mais esparsa, na porção norte. Esses resultados mostram diferenças entre áreas mais conservadas e trechos fragmentados.

Tabela 18 - Distribuição do número de hexágonos e da área das Formações Vegetais Nativas (FVN), conforme as classes dos índices existentes na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)

Índice (%)	Hexágono		Área de FVN	
	(nº)	(%)	(ha)	(%)
0,0 – 10	587	9,74	22,77	0,75
10,1 – 20	478	7,93	63,34	2,09
20,1 – 30	513	8,51	112,25	3,71
30,1 – 40	479	7,95	147,12	4,86
40,1 – 50	489	8,11	190,56	6,29
50,1 – 60	547	9,1	263,74	8,71
60,1 – 70	390	6,47	220,17	7,27
70,1 – 80	502	8,33	326,23	10,77
80,1 – 90	524	8,7	387,18	12,78
90,1 – 100	1517	25,17	1295,26	42,77
Total	**6026**	**100**	**3028,62**	**100**
Índices agrupados				
0,0 – 30	1578	26,19	198,36	6,55
30,1 – 60	1515	25,14	601,42	19,86
60,1 - 100	2933	48,67	2228,84	73,59

Fonte: Da autora.

Hexágonos com índices de cobertura entre 60,1% e 100% concentraram 48,67% do total de unidades e 73,59% da área de FVN. Dentre estes, os hexágonos com 90,1% a 100% de vegetação nativa foram os mais conectados, formando núcleos contínuos de vegetação. Já os

situados entre 60,1% e 90% apresentaram maior dispersão espacial, embora ainda mantivessem certa proximidade com os blocos mais densos. Em contrapartida, os hexágonos com índices entre 30,1% e 60% exercem conexão com hexágonos que variam seus percentuais de FVN. Aqueles abaixo de 30%, revelaram-se mais fragmentados e concentrados nas bordas do corredor. Assim, a distribuição espacial das FVN dentro do CE apresentou um padrão homogêneo, marcada por trechos contínuos de vegetação nativa intercalados com áreas de maior fragmentação, enquanto zonas intermediárias configuram espaços estratégicos que podem ampliar a conectividade, desde que incluídas em planos de restauração e conservação integrados.

Estudos estruturais da paisagem fornecem métricas robustas de composição e configuração espacial e diferentes autores reconhecem sua relevância como ponto de partida para análises ecológicas. Forman e Godron (1981) e Casimiro (2009) enfatizam que a composição, configuração e coesão de manchas são essenciais para identificar áreas prioritárias. De forma complementar, Taylor *et al.* (1993) e Bennett (2003) destacam que a conectividade estrutural constitui uma base indispensável para o planejamento, mesmo quando não se alcança a complexidade das abordagens funcionais. Dessa forma, a perspectiva estrutural permite fornecer diagnósticos espacialmente explícitos, interpretáveis e aplicáveis, especialmente em contextos como o do CE.

Estudos recentes indicam que é possível e recomendado selecionar áreas prioritárias para conservação e restauração de forma simultânea, gerando mapas integrados de prioridade. Essa seleção combinada utiliza métodos que associam critérios ecológicos e de viabilidade socioeconômica, tornando as prioridades mais realistas e aplicáveis (Antongiovanni *et al.*, 2022; Chen *et al.*, 2024; Rezende *et al.*, 2018; Salazar *et al.*, 2021; Strassburg *et al.*, 2020). Por exemplo, Jin *et al.* (2024) propuseram a construção e otimização de CE em cidades costeiras integrando diferentes ferramentas. Luo, Zhu e Fu (2024) estruturaram redes ecológicas voltadas à conservação da biodiversidade em AU com base na conectividade, enquanto Cao *et al.* (2024) combinaram o modelo *InVEST* e o *software Conefor* para apoiar o planejamento de restauração urbana. De maneira similar, Rao, Li e Li (2025) avaliaram conectividade estrutural e funcional utilizando índices de paisagem e padrões de segurança ecológica, reforçando a importância de abordagens detalhadas e espacialmente explícitas.

A abordagem aplicada neste estudo adapta conceitos estruturais à escala local, de forma simplificada e adequada a mosaicos costeiros heterogêneos, constituindo uma alternativa aos métodos clássicos de seleção de áreas prioritárias. Enquanto os métodos tradicionais

fornecem bases conceituais consolidadas para o planejamento de conservação e restauração (Ball; Possingham; Watts, 2009; Margules; Pressey, 2000), a estratégia aqui desenvolvida integra a proporção de cobertura vegetal nativa com a conectividade entre hexágonos de menor escala. Essa combinação permite identificar com precisão os trechos do corredor mais estratégicos, oferecendo diagnósticos espacialmente explícitos em nível local, que não são capturados pelas abordagens clássicas. Essa abordagem, além de integrar métricas estruturais e espaciais, também traduz princípios teóricos em aplicações práticas, expressando-se na adaptação dos limiares ecológicos à escala local.

A integração entre teoria e aplicação se expressa na adaptação dos limiares ecológicos à escala local, mantendo coerência entre a base conceitual e a prática analítica. Os limiares de percolação (Stauffer; Aharony, 1994) e de habitat (Andrén, 1994) foram empregados de forma conceitual, servindo como referência para interpretar a proporção de FVN em unidades menores (hexágonos de 0,87 ha), o que possibilitou transpor princípios clássicos da Ecologia de Paisagem para um nível de análise compatível com o propósito do estudo. Martínez-Richart *et al.* (2025) evidenciam lacunas no conhecimento sobre conectividade estrutural, reforçando a importância de abordagens detalhadas e espacialmente explícitas.

Essa reflexão dialoga com a advertência clássica de George Box (1976), segundo a qual "*all models are wrong, but some are useful*", reforçando que nenhum modelo reproduz integralmente a complexidade dos fenômenos naturais. Entretanto, modelos e métodos simplificados podem oferecer orientações informativas e operacionais para a tomada de decisão, sobretudo quando o objetivo é fornecer diagnósticos precisos e aplicáveis em nível local.

Considerando apenas os hexágonos com alta cobertura vegetal (≥ 60,1%), foram identificadas 2.933 unidades. Destas, 2.849 apresentaram ao menos uma conexão direta com vizinhos da mesma classe, totalizando 2.174,18 ha recomendáveis para ações de conservação (Tabela 19). Apenas 84 hexágonos ocorreram de forma isolada e, por isso, foram desconsiderados nesta etapa.

A priorização dessas áreas levou em conta o grau de conectividade direta entre hexágonos. No âmbito da conservação, aqueles com seis conexões (todos os vizinhos adjacentes pertencendo à mesma classe) foram classificados como de alta prioridade, interpretadas neste estudo como áreas-fonte de elevada relevância ecológica. Este grupo somou 752 unidades. Além disso, os hexágonos com quatro ou cinco conexões diretas foram considerados de prioridade intermediária, pois atuam como zonas-tampão ao redor das áreas-fonte, promovendo

sua coesão estrutural. Juntas, essas três categorias (com quatro a seis conexões) totalizaram 1.813 hexágonos e 1.455,42 ha, compondo o conjunto das áreas prioritárias para conservação.

Tabela 19 - Distribuição do número de hexágonos e da área ocupada por Formações Vegetais Nativas (FVN), conforme o grau de conectividade (número de conexões) entre hexágonos na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05). As classes de prioridade para conservação foram definidas com base nesse grau de conectividade

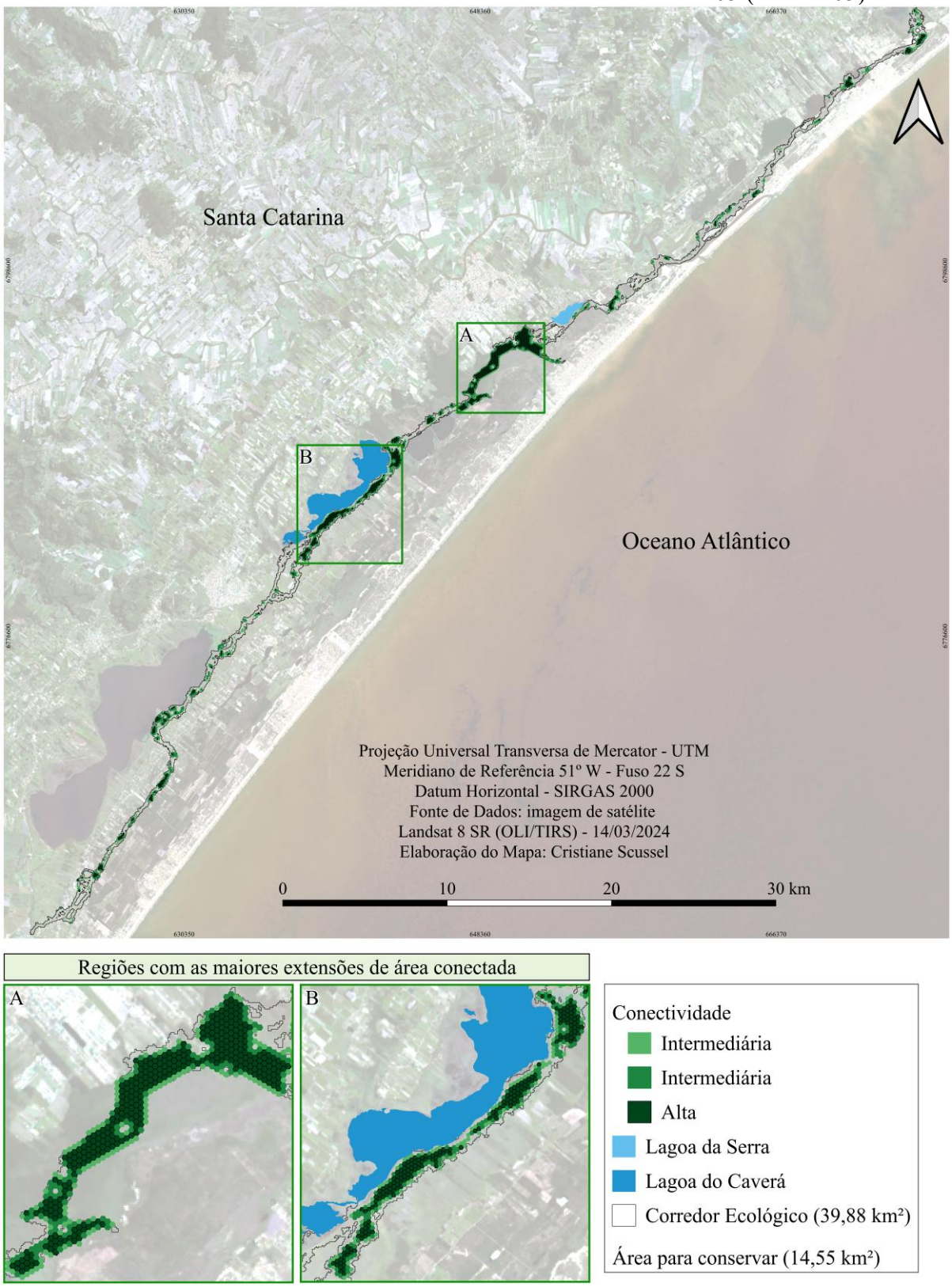
Conservação					
Conexão	Hexágono		Área		Prioridade
	(Nº)	(%)	(ha)	(%)	
1	166	5,83	106,53	4,90	Complementar
2	325	11,41	22,.89	10,21	Complementar
3	545	19,13	390,34	17,95	Complementar
4	584	20,50	448,87	20,65	Intermediária
5	477	16,74	376,66	17,32	Intermediária
6	752	26,40	629,89	28,97	Alta
Total	**2849**	**100**	**2174,18**	**100**	

Fonte: Autora.

A análise da conectividade estrutural e direta permitiu identificar as áreas prioritárias para a conservação dentro dos limites do CE (Figura 31). A partir do número de conexões diretas entre hexágonos adjacentes com alta proporção de vegetação nativa, foram selecionadas as áreas com maior potencial de integração ecológica. Do total da área do corredor (39,88 km²), 14,55 km² foram classificados como prioritários para a conservação, o que representa aproximadamente 36,5% da sua extensão.

As regiões prioritárias apresentam distribuição espacial pontual ao longo do corredor, com destaque para áreas-núcleo associadas às principais lagoas presentes na paisagem. A lagoa do Caverá, evidenciada no *zoom* B da Figura 31 concentra a maior extensão contínua de áreas prioritárias, tanto em termos de área quanto de largura, refletindo a elevada presença de vegetação nativa no entorno. Entre esta lagoa e a lagoa da Serra observa-se também um trecho expressivo da paisagem que exibe elevada conectividade estrutural, formando um *continuum* relevante para o fluxo ecológico entre habitats naturais.

Figura 31 - Áreas prioritárias para a conservação na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05)



Destaque para os trechos com maior continuidade de vegetação nativa próxima da lagoa da Serra (A) e no entorno da lagoa do Caverá (B).

Fonte: Da autora.

Outras áreas destacadas ocorrem em menor proporção e de forma mais isolada, como as adjacentes à lagoa do Sombrio (na parte sul) e à lagoa Urussanga Velha, na extremidade norte do corredor. Esta se conecta a ambientes costeiros, como praias e dunas, inclusos na APA da Baleia Franca, ampliando a conectividade entre diferentes formações naturais dentro e no entorno do corredor. Essa distribuição evidencia a importância de priorizar ações de conservação especialmente nas regiões com maior concentração de vegetação nativa e potencial de conectividade, além de considerar intervenções complementares nas áreas mais fragmentadas para potencializar a capacidade ecológica do corredor como um todo.

Quanto à configuração espacial, os resultados indicam uma proporção relativamente alta de hexágonos com conectividade estrutural elevada (67%) e de hexágonos com FVN > 60% (73,59%). Esses valores sugerem, conceitualmente, que a paisagem apresenta um panorama favorável à conectividade, aproximando-se do limiar comumente referido em aplicações ecológicas da teoria da percolação (~ 60%) (Stauffer; Aharony, 1994). Contudo, por se tratar de uma paisagem não aleatória, com forte concentração espacial dos melhores hexágonos em locais específicos, essa interpretação deve ser feita com cautela, sem que isso implique em uma avaliação formal do limiar de percolação em toda a paisagem.

A Tabela 20 apresenta a distribuição dos 1.085 hexágonos com ocorrência de SIL e/ou PAS, extraídos do total de 1.498 hexágonos conectados, a pelo menos, um vizinho da mesma classe ou da classe superior (≥ 60,1% de FVN). Esses hexágonos formam uma malha de 263,42 ha com potencial para recomposição da vegetação nativa.

Ao considerar o grau de conectividade estrutural, 912 desses hexágonos apresentaram três a seis conexões, representando ao menos 50% do perímetro conectado a áreas mais conservadas. Esse grupo totalizou 226,45 ha, sendo 113,88 ha de SIL e 112,57 ha de PAS. Esses ambientes foram considerados os mais apropriados para ações de restauração ecológica, dada sua maior viabilidade em termos de uso atual da terra e potencial de reconexão com as áreas que contém vegetação nativa mais conservada.

Tabela 20 - Distribuição do número de hexágonos e da área ocupada por Silvicultura (SIL) e Pastagem (PAS), de acordo com o grau de conectividade estrutural (número de conexões) entre hexágonos na área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05). As classes de prioridade para restauração foram definidas com base na conectividade espacial e no uso da terra compatível

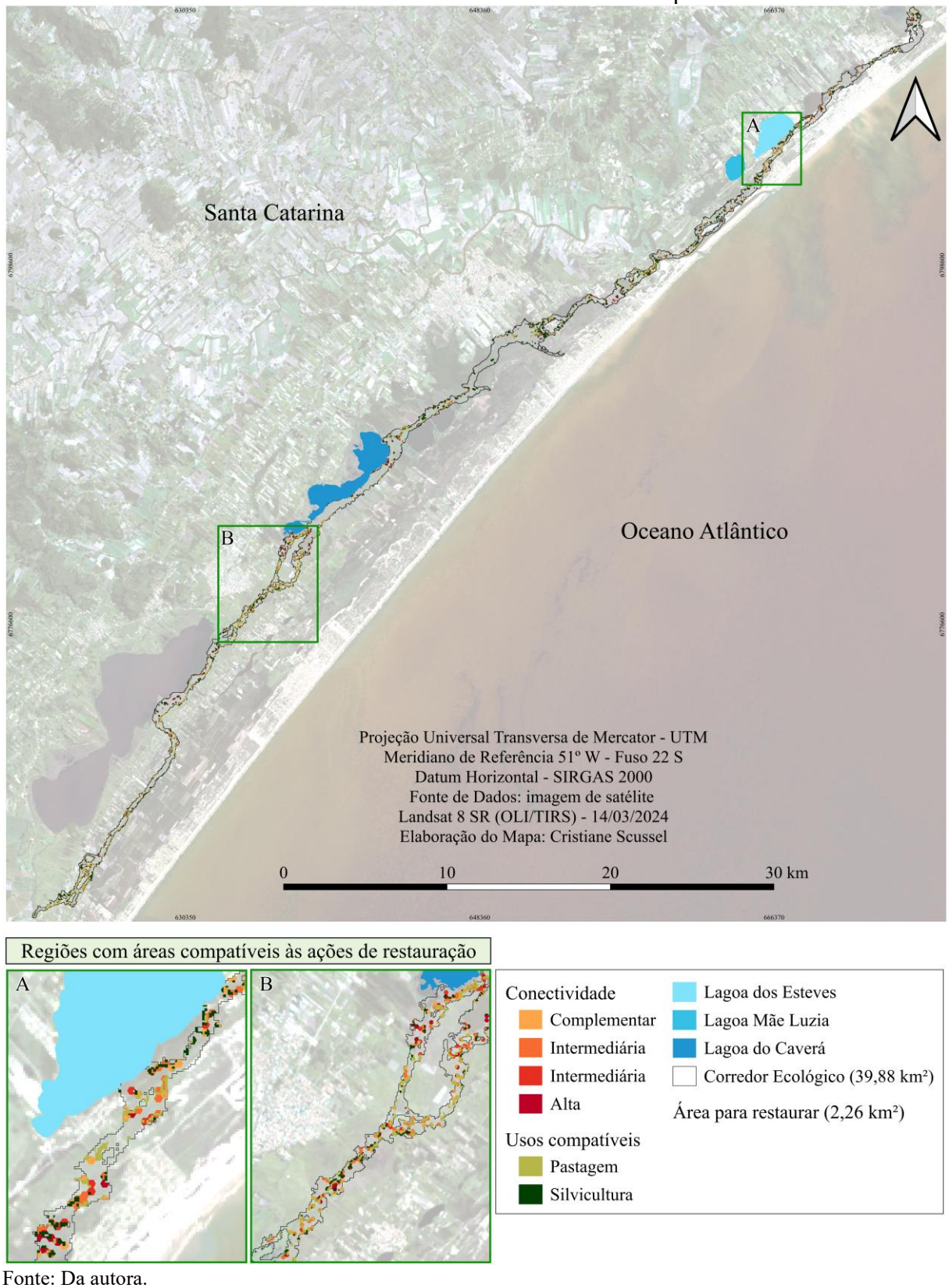
Restauração							
Conexão	Hexágono		Área				Prioridade
			Silvicultura		Pastagem		
	(Nº)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	
1	51	4.7	3.94	1.5	5.59	2.12	Complementar
2	122	11.24	8.62	3.27	18.82	7.14	Complementar
3	285	26.27	26.4	10.02	33.47	12.71	Complementar
4	319	29.4	39.18	14.87	42.83	16.26	Intermediária
5	190	17.51	26.47	10.05	23.69	8.99	Intermediária
6	118	10.88	21.83	8.29	12.58	4.78	Alta
Total	1085	100	126,44	100	136,98	100	

Fonte: Da autora.

A priorização de áreas com maior conectividade espacial entre fragmentos de vegetação nativa constitui uma estratégia socioecologicamente viável para ações de restauração. Segundo Crouzeilles *et al*. (2017), o sucesso da restauração é significativamente superior quando baseada na regeneração natural, sobretudo em locais com maior conectividade e cobertura vegetal adjacente. Dessa forma, a seleção de hexágonos contíguos ou adjacentes a áreas com FVN otimiza a restauração e reduz custos operacionais, já que a condução da regeneração natural requer menor investimento, configurando-se como alternativa sustentável em termos socioeconômicos (Brancalion *et al*., 2019).

A análise da conectividade estrutural permitiu classificar os hexágonos conforme o número de conexões diretas, evitando a superestimação das conexões. Essa abordagem possibilitou identificar áreas com maior potencial de integração ao mosaico de vegetação nativa e priorizar aquelas com usos da terra compatíveis com a restauração. A Figura 32 apresenta as áreas prioritárias para restauração ecológica na área proposta para a implantação do corredor. Essas áreas correspondem a hexágonos com FVN entre 30,1% e 60%, conectados a outros hexágonos da mesma classe ou da classe imediatamente superior (≥ 60,1%), permitindo identificar regiões com maior potencial de integração ao mosaico de vegetação nativa.

Figura 32 - Áreas prioritárias para a restauração ecológica na área do Ccorredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), considerando conectividade e usos do solo compatíveis



Fonte: Da autora.

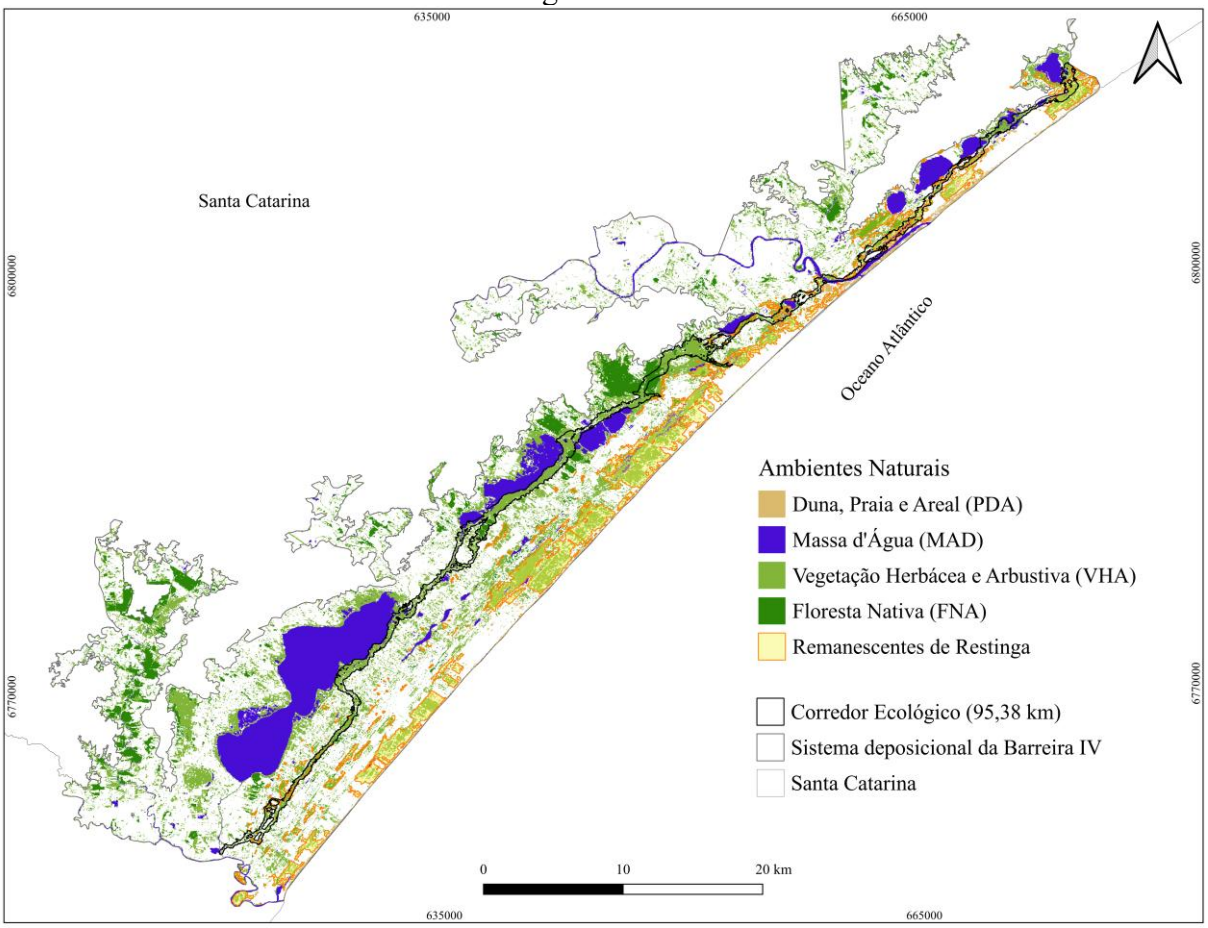
No total, as áreas indicadas para ações de restauração somam 2,26 km². Apresentam distribuição estratégica ao longo do corredor, com concentração predominante nas bordas internas do traçado. Essas áreas desempenham um papel essencial na reconexão de fragmentos de vegetação nativa que atualmente se encontram isolados por usos antrópicos compatíveis com restauração. Observa-se uma disposição relevante entre as lagoas costeiras, especialmente ao norte (região da lagoa dos Esteves) e ao sul (próximo à lagoa do Caverá), indicando que essas baixadas úmidas funcionam como núcleos de vegetação natural entre os quais se estabelece a necessidade de reconexão. Os hexágonos selecionados se posicionam como elos de ligação entre fragmentos com alta e média cobertura vegetal nativa, contribuindo para a formação de um corredor mais contínuo ao longo da paisagem, caso sejam adotadas medidas de restauração.

Juntas, as áreas prioritárias para conservação e restauração somam 16,81 km², correspondendo a 42,1% da extensão do corredor, evidenciando a relevância dessas unidades para manutenção e recomposição da conectividade estrutural da paisagem.

Em escala de bioma e regional, incluindo avaliações de Tambosi *et al*. (2014) e Rezende *et al*. (2018) para a Mata Atlântica, e do Inventário Florestal Nacional para Santa Catarina (SFB, 2018), a área apresenta baixa cobertura de florestas nativas, com percentuais nos municípios da ZCSSC05 variando de 0% a 5%. É importante destacar que esses estudos consideram apenas florestas, não contemplando restingas e vegetação associada às AU, que também compõem o mosaico de vegetação nativa da região costeira.

Apesar do panorama de baixa cobertura florestal em escala regional, a análise detalhada do corredor em escala local revela áreas relevantes para conservação e restauração. As áreas prioritárias para conservação, localizadas entre os municípios de Araranguá, Balneário Arroio do Silva e Balneário Gaivota, assumem papel estratégico nesse contexto, funcionando como trechos-chave de conectividade dentro do mosaico de vegetação nativa da ZCSSC05. Essas áreas, compostas por uma mescla de vegetação herbácea-arbustiva e florestas nativas, correspondem a extensões contínuas que persistem desde meados da década de 1980, e atualmente apresentam sobreposição parcial com remanescentes de Restinga, localizados tanto dentro quanto fora dos limites do CE, (Nicoletti *et al*., 2024; Vibrans *et al*., 2021), reforçando sua integração à paisagem da ZCSSC05 (Figura 33).

Figura 33 – Remanescentes de Restinga e sua relação espacial com os ambientes naturais da Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05), com base na classificação da imagem de 2024



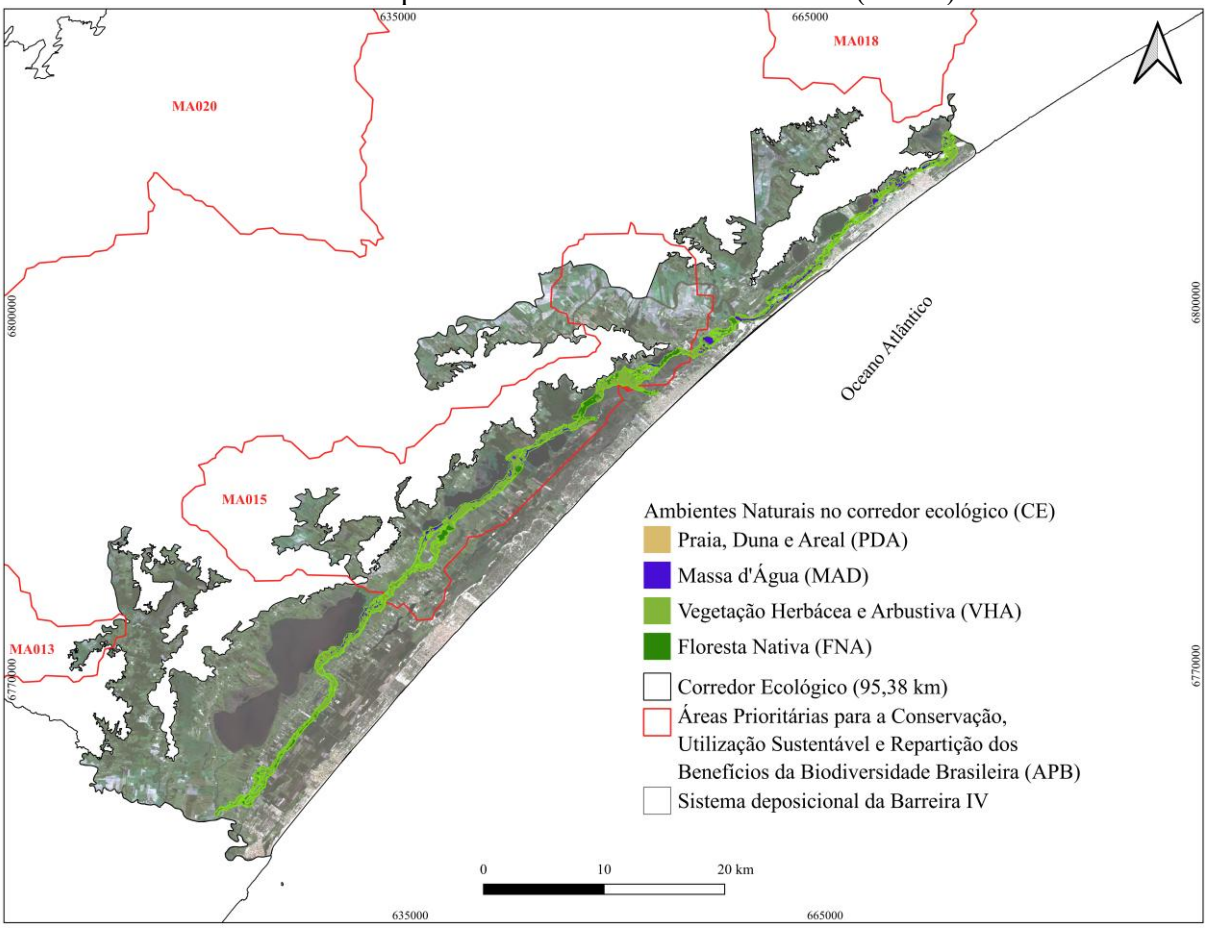
Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM; Meridiano de Referência 51° W - Fuso 22 S; Datum Horizontal - SIRGAS 2000; Fonte de Dados: imagem de satélite Landsat 8 SR (OLI/TIRS) - 14/03/2024; Nicoletti et al. (2024); Elaboração do Mapa: Cristiane Scussel

Fonte: Da autora (2026).

A sobreposição entre o CE e os remanescentes de Restinga evidencia que esses ambientes, embora nem sempre incorporados pela rota de menor custo, constituem elementos estruturais relevantes na paisagem da ZCSSC05. A presença de extensos remanescentes adjacentes ao corredor reforça o potencial de ampliar a conectividade estrutural por meio da criação de corredores secundários ou faixas de conexão complementares, capazes de integrar núcleos naturais hoje periféricos à rota principal. Assim, mais do que um traçado único, o corredor proposto deve ser compreendido como uma base territorial estratégica, suscetível a refinamentos conforme novos atributos ambientais sejam incorporados à modelagem, fortalecendo sua função como eixo de articulação entre diferentes ambientes naturais ao longo da planície costeira.

Essa leitura da paisagem ganha ainda mais consistência quando comparada com instrumentos oficiais de planejamento, como as APBs (Brasil, 2018a; Brasil, 2023a; Brasil, 2023b) (Figura 34). A sobreposição entre o corredor delineado e as APBs revela forte convergência entre os resultados locais e as prioridades federais de conservação. Destaca-se que cerca de 33 km do traçado (justamente o segmento mais contínuo e com maior predominância de ambientes naturais) intercepta a APB MA015, classificada como de alta prioridade, reforçando o papel estratégico do corredor e evidenciando oportunidades claras para integrar remanescentes adjacentes, como os de Restinga, ao planejamento territorial e às ações de conservação.

Figura 34 - Sobreposição da área do Corredor Ecológico (CE) delimitado na Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05 (ZCSSC05) com as Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira (APB) delimitadas pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA)



Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM; Meridiano de Referência 51º W - Fuso 22 S; Datum Horizontal - SIRGAS 2000; Fonte de Dados: imagem de satélite Landsat 8 SR (OLI/TIRS) - 14/03/2024; Brasil (2018); Elaboração do Mapa: Cristiane Scussel

Fonte: Da autora.

A partir da priorização de trechos que asseguram maior conectividade estrutural, órgãos ambientais estaduais e municipais passam a dispor de uma referência territorial mais precisa, capaz de subsidiar processos decisórios e orientar estratégias de gestão e planejamento ambiental. Os trechos com continuidade entre ambientes naturais constituem áreas prioritárias para conservação. Por outro lado, trechos onde fragmentos nativos isolados se encontram espacialmente próximos representam oportunidades estratégicas para restauração. Assim, o traçado do CE aqui proposto fornece um parâmetro objetivo para a definição de áreas adequadas para compensação ambiental (condição exigida pelos órgãos ambientais em processos de licenciamento ambiental), garantindo que a área suprimida, bem como a reposição da vegetação suprimida em ambientes costeiros seja compensada na própria planície costeira, mais precisamente na faixa litorânea e planalto costeiro.

Entretanto, a efetividade dessas aplicações depende de um desafio reconhecido pela literatura: a dificuldade de incorporar o conhecimento científico nos processos de tomada de decisão. Karam-Gemael *et al*. (2018) demonstram que os formuladores de políticas e gestores não priorizam os mesmos temas apontados pela ciência, em grande parte por não compreenderem plenamente o conteúdo técnico das pesquisas. De forma complementar, Roche *et al*. (2022) apontam que as limitações de acesso, interpretação e aplicação dos resultados científicos representa um dos principais entraves à implementação de práticas de conservação baseadas em evidências. Nesse sentido, Cockburn *et al*. (2016) destacam que o fortalecimento do diálogo e a construção de parcerias entre instituições acadêmicas e administrações locais constituem caminhos essenciais para transformar o conhecimento técnico em instrumentos operacionais de gestão ambiental.

É nesse cenário que a contribuição deste estudo se insere. Por ser tecnicamente acessível e aplicável a diferentes contextos territoriais, sobretudo em paisagens fragmentadas, o conjunto de procedimentos adotados para a delimitação do corredor apresenta potencial de incorporação por órgãos ambientais, prefeituras e demais tomadores de decisão, expandindo o alcance do planejamento ambiental para além do meio acadêmico. Essa perspectiva converge com o que defendem Maas, Toomey e Loyola (2019), ao ressaltarem a necessidade de fortalecer o engajamento entre cientistas, profissionais e formuladores de políticas, de modo a transformar o conhecimento científico em ação efetiva para a conservação.

Os resultados corroboram a hipótese proposta, evidenciando que a continuidade estrutural do corredor é sustentada principalmente pela presença e distribuição das FVN,

enquanto os outros ambientes naturais, como MAD e PDA contribuem de forma complementar no mosaico costeiro. Observa-se que os trechos mais amplos coincidem com maior predominância das FVN, atuando como núcleos de conectividade, enquanto trechos estreitos ou fragmentados estão associados à presença consolidada de usos antrópicos, configurando áreas críticas que demandam ações de recomposição da cobertura vegetal, essenciais para potencializar a continuidade estrutural do corredor na paisagem da ZCSSC05.

Ressalta-se, contudo, que a análise considerou apenas a conectividade estrutural, não abrangendo a dimensão funcional, cuja avaliação depende da observação do movimento efetivo de organismos e do fluxo dos processos ecológicos na paisagem. Conforme destaca Metzger (2021), a conectividade funcional emerge da resposta dos organismos à estrutura da paisagem e da efetividade dos fluxos ecológicos, elementos que não podem ser inferidos exclusivamente a partir da configuração espacial. Nesse sentido, pesquisas futuras poderão avançar ao integrar indicadores ecológicos e variáveis socioeconômicas que influenciam a manutenção ou a interrupção desses fluxos, bem como testar a replicabilidade da abordagem em outras paisagens costeiras da Mata Atlântica, ampliando o alcance e a aplicabilidade da metodologia desenvolvida.

Embora a modelagem realizada nesta tese tenha operado em uma escala na qual elementos lineares estreitos, como estradas municipais e vias de acesso às praias, não se destacam nos mapas de custo, é importante reconhecer que essas infraestruturas constituem barreiras potenciais ao movimento de organismos e podem comprometer a efetividade do corredor caso venha a ser implementado. A presença de rodovias que interceptam trechos estratégicos do CE reforça a necessidade de incorporar princípios da Ecologia de Estradas ao planejamento territorial, a fim de mitigar processos adicionais de fragmentação. Medidas como a instalação de passagens de fauna, cercas de contenção nas margens das rodovias e instalação de redutores de velocidade, assim como placas educativas em trechos sensíveis e o monitoramento sistemático de atropelamentos podem aumentar significativamente a permeabilidade dessas áreas. Assim, a consolidação do CE na escala real de gestão dependerá da articulação entre diferentes disciplinas e políticas públicas, garantindo que a conectividade estrutural identificada nesta tese possa, de fato, converter-se em conectividade funcional da paisagem.

A convergência entre o CE delineado nesta tese e as APBs reconhecidas pelo MMA reforça não apenas a consistência metodológica da abordagem adotada, mas também o potencial

estratégico da ZCSSC05 para ações de conservação em escala nacional. As APBs de maior relevância na região indicam como ações prioritárias a limitação e regularização de atividades degradantes, o controle da supressão da vegetação nativa, a gestão da poluição, a regularização ambiental de imóveis rurais e a implementação de medidas de saneamento, além de apontarem explicitamente a criação de UC como instrumento central.

Nesse contexto, os resultados desta tese fortalecem a justificativa técnica para a instituição e implementação efetiva de uma UC que priorize a proteção dos ambientes naturais e dos trechos-chave de conectividade identificados na ZCSSC05, consolidando a área como um núcleo estruturante para a conservação.

5 CONCLUSÕES

Os resultados desta pesquisa demonstram que, em uma paisagem costeira marcada pela coexistência entre ambientes naturais e usos antrópicos intensivos, a manutenção da continuidade espacial desses ambientes constitui simultaneamente o principal desafio e a base para estratégias de conservação socioecologicamente sustentáveis. A análise da CUT na ZCSSC05 evidenciou fragmentação dos ambientes naturais, reforçando a urgência de ações capazes de conter a expansão de usos que comprometem a integridade ecológica da planície costeira.

A modelagem desenvolvida permitiu responder de maneira objetiva à pergunta de pesquisa: o traçado mais adequado para a implantação de um corredor socioecológico na ZCSSC05 é aquele que conecta as formações vegetais nativas e as áreas úmidas por rotas onde a continuidade da paisagem é mais elevada e onde intervenções de restauração têm maior potencial para ampliar a conectividade estrutural ao longo do espaço e do tempo. A hipótese foi confirmada ao revelar que trechos mais amplos e conservados funcionam como núcleos de conectividade estrutural, enquanto segmentos estreitos ou antropizados demandam ações de recomposição da vegetação nativa para consolidar a conectividade da paisagem e criar condições para o estabelecimento futuro de conectividade funcional. Essa abordagem inova ao tratar o corredor não apenas como uma faixa de conexão, mas como um sistema espacialmente hierarquizado e operacional, no qual conservação e restauração desempenham papéis complementares.

O conjunto de análises atendeu integralmente aos objetivos propostos, permitindo revelar padrões estruturais que orientam a conectividade na ZCSSC05. A modelagem espacial, baseada na construção de superfícies de custo e na identificação de rotas socioecologicamente sustentáveis, possibilitou delimitar um corredor coerente com a heterogeneidade ambiental e os condicionantes territoriais da região, enquanto a análise da CUT interna do corredor identificou núcleos de conectividade, gargalos e trechos prioritários para conservação e restauração. Assim, a metodologia adotada mostrou-se adequada para captar a complexidade do mosaico costeiro e fornecer subsídios técnicos consistentes ao planejamento territorial em escala local. Nesse contexto, a pesquisa amplia o entendimento sobre a conservação em paisagens costeiras fragmentadas ao articular a modelagem de corredores ecológicos e análise estrutural da paisagem como subsídio à priorização espacial de áreas para conservação e restauração.

O alinhamento entre o corredor socioecológico delineado nesta tese e a APB MAO015, reconhecida pelo MMA, constitui evidência adicional da robustez da proposta. Ao convergir com uma área definida nacionalmente segundo os princípios do Planejamento Sistemático da Conservação, o traçado obtido demonstra aderência a critérios consolidados de priorização ambiental, reforçando seu potencial como instrumento técnico-científico de apoio à política pública. Essa correspondência externa, obtida de forma independente, reforça a credibilidade da abordagem e indica que o corredor proposto pode orientar ações de conservação e restauração, por meio de compensação ambiental, de forma integrada na ZCSSC05.

Os resultados indicam que o corredor socioecológico delineado pode atuar como um instrumento orientador para o planejamento territorial e para o apoio ao processo decisório em contextos costeiros altamente fragmentados. A identificação de trechos contínuos entre ambientes naturais permite direcionar esforços de conservação, enquanto áreas onde fragmentos de vegetação nativa se encontram próximos revelam oportunidades estratégicas para ações de restauração. Essa leitura espacial da paisagem favorece a implementação de medidas de compensação ambiental dentro da própria planície costeira, promovendo maior coerência ecológica e territorial. Nesse sentido, o corredor proposto não constitui apenas um diagnóstico da conectividade da paisagem, mas um instrumento operacional capaz de subsidiar estratégias adaptativas de conservação, restauração e gestão territorial.

Considerando a relevância ecológica dos ambientes úmidos e das formações vegetais nativas que estruturam o corredor, bem como sua convergência com áreas prioritárias nacionais, esta pesquisa reforça a justificativa técnica para a criação de uma Unidade de Conservação na ZCSSC05. Tal iniciativa permitiria proteger lagoas, banhados, turfeiras e remanescentes naturais de vegetação herbácea, arbustiva e arbórea, ao mesmo tempo em que consolidaria os trechos-chave de conectividade identificados como essenciais para a conservação. O corredor socioecológico delineado não representa apenas um produto técnico-científico, mas uma oportunidade concreta de orientar políticas públicas e promover ações territorialmente integradas de conservação em longo prazo.

Dessa forma, esta pesquisa apresenta como principal inovação científica a aplicação integrada da modelagem de corredores ecológicos e da análise estrutural da paisagem em um contexto costeiro heterogêneo, incorporando ambientes naturais não florestais, como Restingas e áreas úmidas, frequentemente pouco considerados em estudos dessa natureza. Reconhece-se, contudo, que a abordagem adotada enfatiza a conectividade estrutural, baseada em variáveis

espaciais estáticas, o que limita inferências diretas sobre a conectividade funcional e sobre respostas específicas da biota. Nesse sentido, investigações futuras podem ampliar a robustez da proposta por meio da incorporação de dados ecológicos específicos, do monitoramento da efetividade do corredor ao longo do tempo e da simulação de cenários prospectivos de cobertura e uso da terra. Ainda assim, os resultados apresentados oferecem um arcabouço metodológico consistente e aplicável ao planejamento territorial costeiro, apontando ações concretas para manter e ampliar a conectividade da paisagem e reforçando a importância da articulação entre ciência, políticas públicas e práticas locais para a promoção de estratégias de conservação e restauração eficazes, integradas e socialmente legitimadas.

REFERÊNCIAS

ABREU, W. *et al*. Zoneamento Geoambiental a partir das Unidades de Conservação: subsídios para a Gestão Integrada da Zona Costeira Paraense - Brasil. **Revista** Brasil**eira de Geografia Física**, v. 13, n. 6, p. 3042-3059, 2020. DOI: http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v13.6.p3042-3059.

ADRIAENSEN, F. *et al*. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. **Landscape and Urban Planning**, v. 64, n. 4, p. 233-247, 2003. DOI: https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6.

AGAPITO, B. P. *et al*. The conservation value of forest fragments in a coastal "Restinga" forest in southeastern Brazil. **Journal of Coastal Conservation**, v. 27, p. 38, 2023. DOI: https://doi.org/10.1007/s11852-023-00964-w.

ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AMARAL, Y. T. *et al*. Landscape structural analysis of the Lençóis Maranhenses national park: implications for conservation. **Journal for Nature Conservation**, v. 51, 125725, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jnc.2019.125725.

ANDRADE, B. R.; STEINKE, V. A. Proposta de corredores ecológicos para o lobo guará (*Chrysocyon brachyurus*) na fronteira norte do Distrito Federal - Brasil. **Physis Terrae - Revista Ibero-Afro-Americana De Geografia Física E Ambiente**, v. 5, n. 1, p. 25-44, 2023. DOI: https://doi.org/10.21814/physisterrae.4710.

ANDRÉN, H. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. **Oikos**, vol. 71, n. 3, p. 355-66, 1994. DOI: https://doi.org/10.2307/3545823.

ANTONGIOVANNI, M. *et al*. Restoration priorities for Caatinga dry forests: Landscape resilience, connectivity and biodiversity value. **Journal of Applied Ecology**, v. 59, n. 5, p. 1241-1254, 2022. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2664.14131.

ARRUDA, M. B. Corredores ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil. *In*: ARRUDA, M. B.; SÁ, L. F. S. N. (orgs.). **Corredores ecológicos**: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil. Brasília: Edições IBAMA, 2004.

ASSELEN S v. *et al*. Drivers of Wetland Conversion: a Global Meta-Analysis. **PLoS ONE**, v.8, ed. 11, e81292, 2013. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0081292.

AYRES, J. M. *et al*. **Os corredores ecológicos das florestas tropicais do** Brasil. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, 2005. Disponível em: https://www.ba.gov.br/inema/sites/site-inema/files/migracao_2024/arquivos/wp-content/uploads/2011/10/CorredoresEcologicos.pdf.

BACK, A. J. **Informações climáticas e hidrológicas dos municípios catarinenses (com programa HidroClimaSC)**. Florianópolis: Epagri, 2020.

BALL, I. R.; POSSINGHAM, H. P.; WATTS, M. E. Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritization. *In*: MOILANEN, A.; WILSON, K. A.; POSSINGHAM, H.

P. (eds.). **Spatial conservation prioritization**: quantitative methods and computational tools. Oxford: Oxford University Press, 2009. p. 185-195. *E-book*.

BALLUT-DAJUD, G. A. *et al*. Factors Affecting Wetland Loss: A Review. **Land**, v. 11, n. 3, p. 434, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/land11030434.

BANKS-LEITE, C. *et al*. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041-1045, 2014. DOI: https://doi.org/10.1126/science.1255768.

BARROS, R. S. M.; BISAGGIO; E. L.; BORGES, R. C. Morcegos (Mammalia, Chiroptera) em fragmentos florestais urbanos no município de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 1, 2006. DOI: https://doi.org/10.1590/S1676-06032006000100012.

BAZANT-FABRE, O. *et al.* Land planning and protected areas in the coastal zone of Mexico: Do spatial policies promote fragmented governance? **Land Use Policy**, v. 121, 106325, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106325.

BEIER, P. A rule of thumb for widths of conservation corridors. **Conservation Biology**, v. 33, n. 4, p. 976-978, 2019. DOI: https://doi.org/10.1111/cobi.13256.

BEIER, P.; MAJKA, D.R.; SPENCER, W.D. Forks in the roads: Choices in procedures for designing wildland linkages. **Conservation Biology**, v. 22, n. 4, p. 836-851, 2008. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00942.x.

BELLOLI, T. F. *et al*. Mudanças e transição da cobertura e uso da terra nas áreas úmidas da região geomorfológica planície costeira – RS. **Geo UERJ**, n. 45, 2024. DOI: https://doi.org/10.12957/geouerj.2024.79462.

BENNETT, A. F. **Linkages in the landscape**: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. 2. ed., Cambridge: IUCN, 2003. DOI; https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2004.FR.1.en. *E-book*.

BIRCH, C. P. D.; OOM, S. P.; BEECHAM, J. A. Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. **Ecological Modelling**, v. 206, n. 3-4, p. 347-359, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.03.041.

BITENCOURT, N. L. R.; LALANE, H. C.; ROCHA, I. O. O processo de ocupação dos espaços costeiros do extremo sul de Santa Catarina, Brasil. **Revista Geográfica de América Central**, v. 2, p. 1-15, 2011. Disponível em: https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=451744820711.

BORGES, L. A. C.; REZENDE, J. L. P.; JÚNIOR, L. M. C. Aspectos técnicos e legais que fundamentam o estabelecimento das APPs nas Zonas Costeiras – Restingas, Dunas e Manguezais. **Revista de Gestão Costeira Integrada**. Itajaí, v. 9, n. 1, p. 39-56, 2009. DOI: https://doi.org/10.5894/rgci155.

BOX, G. E. P. Science and statistics. **Journal of the American Statistical Association**, v. 71, ed. 356, p. 791-799, 1976. DOI: https://doi.org/10.2307/2286841.

BRANCALION, P. H. S. *et al*. What makes ecosystem restoration expensive: a systematic cost assessment of projects in Brazil. **Biological Conservation**, v. 240, 108274, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108274.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S. RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.

BRASIL. **Decreto, 4 de julho de 2005**. Altera a categoria da unidade de conservação Reserva Ecológica Ilha dos Lobos para Refúgio de Vida Silvestre da Ilha dos Lobos, no litoral do Município de Torres, Estado do Rio Grande do Sul, e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, 2005. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2005/Dnn/Dnn10578.htm.

BRASIL. **Decreto nº 2, de 3 de fevereiro de 1994**. Aprova o texto do Convenção sobre Diversidade Biológica, assinada durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada na cidade do Rio de Janeiro, no período de 5 a 14 de junho de 1992. Brasília: Presidência da República, 1994. Disponível em: https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decleg/1994/decretolegislativo-2-3-fevereiro-1994-358280-publicacaooriginal-1-pl.html.

BRASIL. **Decreto nº 1.905, de 16 de maio de 1996**. Promulga a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat de Aves Aquáticas, conhecida como Convenção de Ramsar, de 02 de fevereiro de 1971. Brasília: Presidência da República, 1996a. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1996/d1905.htm.

BRASIL. **Decreto nº 6.660, de 21 de novembro de 2008**. Regulamenta dispositivos da Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Brasília: Presidência da República, 2008. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6660.htm.

BRASIL. **Decreto nº 86.146 de 23 de junho de 1981**. Dispõe sobre a criação do Programa Nacional para Aproveitamento de várzeas Irrigáveis - PROVÁRZEAS NACIONAL. Brasília: Presidência da República, 1981. Disponível em: https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1980-1987/decreto-86146-23-junho-1981-435419-publicacaooriginal-1-pe.html#:~:text=%C3%89%20criado%20o%20Programa%20Nacional,a%20n%C3%ADvel%20de%20propriedade%20rural.

BRASIL. **Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965**. Institui o novo Código Florestal. Brasília: Presidência da República, 1965. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4771.htm.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, 2000. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm.

BRASIL. **Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e a proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília: Presidência

da República, 2006b. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória n. 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm.

BRASIL. **Lei nº 14.285, de 29 de dezembro de 2021**. Altera as Leis nos 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, 11.952, de 25 de junho de 2009, que dispõe sobre regularização fundiária em terras da União, e 6.766, de 19 de dezembro de 1979, que dispõe sobre o parcelamento do solo urbano, para dispor sobre as áreas de preservação permanente no entorno de cursos d'água em áreas urbanas consolidadas. Brasília: Presidência da República, 2021. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2021/Lei/L14285.htm.

BRASIL. **Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001**. Altera os arts. 1o, 4o, 14, 16 e 44, e acresce dispositivos à Lei no 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o Código Florestal, bem como altera o art. 10 da Lei no 9.393, de 19 de dezembro de 1996, que dispõe sobre o Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural - ITR, e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, 2001. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/mpv/2166-67.htm.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **2ª Atualização das Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade 2018**: fichas das áreas prioritárias da Mata Atlântica. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2018a. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-biomas/biomas-e-ecossistemas/conservacao-1/areas-prioritarias/2a-atualizacao-das-areas-prioritarias-para-conservacao-da-biodiversidade-2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade**. 2. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2023a. Disponível em: https://drive.google.com/file/d/1db449E7Y2i7yGM7Ma01kWJ-mDZZvssRZ/view.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Biodiversidade brasileira**: avaliação e identificação de áreas prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade Brasileira. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2002b. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/2relat_cap3.pdf.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Manual de apoio**: utilização das áreas prioritárias para a biodiversidade da zona costeira e marinha e Mata Atlântica. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2023b. Disponível em: https://drive.google.com/file/d/19ETWZilXkopR3NXdqvM_HhnUqkLom7rJ/view.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Série corredores ecológicos**. 12 anos de trabalho pela conservação da biodiversidade nacional. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2015a. Disponível em: https://digital-collections.princeton.edu/i/s%C3%A9rie-corredores-ecol%C3%B3gicos-12-anos/item/e87961c6-f79b-4caa-a699-f07cf1515a75.

BRASIL. **Portaria nº 57, de 18 de abril de 2002.** Reconhecer, mediante registro, como reserva particular do patrimônio natural, de interesse público e em caráter de perpetuidade, a área descrita no processo, constituindo-se parte integrante do imóvel, parque ecológico recanto do robalo, a reserva denominada, rppn recanto do robalo, no município de torres, estado do rio grande do sul, de propriedade de João Carlos Haerter. Brasília: Presidência da República, 2002c. Disponível em: https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=108199.

BRASIL. **Portaria nº 126, de 27 de maio de 2004**. Reconhece as áreas prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade. Brasília: Presidência da República, 2004. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/port126.pdf.

BRASIL. **Portaria nº 445, de 27 de novembro de 2018**. Dispõe sobre a Estratégia de Conservação e Uso Sustentável das Zonas Úmidas no Brasil. Brasília: Presidência da República, 2018b. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade-e-biomas/biomas-e-ecossistemas/areas-umidas/comite-nacional-de-zonas-umidas.

BRASIL. **Portaria nº 463, de 18 de dezembro de 2018**. Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira ou Áreas Prioritárias para a Biodiversidade. Brasília: Presidência da República, 2018a. Disponível em: https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/55881195/do1-2018-12-19-portaria-n-463-de-18-de-dezembro-de-2018-55880954.

BRASIL. **Recomendação CNZU nº 07, de 11 de junho de 2015**. Dispõe sobre a definição de áreas úmidas brasileiras e sobre o sistema de classificação destas áreas. Brasília: Presidência da República, 2015b. Disponível em: file:///C:/Users/Usuario/Downloads/Recomendacao%20CNZU%20n%207%20conceito%20e%20sistema%20de%20classificacao%20de%20areas%20umidas.pdf.

BRASIL. **Resolução CIRM Nº 01, de 21 de novembro de 1990**. Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro I. Brasília: Presidência da República, 1990. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/programa-projetos-acoes-obras-atividades/programas-projetos-acoes-obras-e-atividades-finalizados/PNGC_I.pdf.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 9, de 24 de outubro de 1996**. Define “corredor de vegetação entre remanescentes” como área de trânsito para a fauna. Brasília: Presidência da República, 1996b. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=208.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 261, de 30 de junho de 1999**. Aprova parâmetro básico para análise dos estágios sucessivos de vegetação de restinga para o Estado de Santa Catarina, 1999. Brasília: Presidência da República, 1999. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=260.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002**. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Brasília: Presidência da República, 2002a. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=299.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 341, de 25 de setembro de 2003**. Dispõe sobre critérios para a caracterização de atividades ou empreendimentos turísticos sustentáveis como de interesse social para fins de ocupação de dunas originalmente desprovidas de vegetação, na Zona Costeira. Brasília: Presidência da República, 2003. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=372.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 369, de 28 de março de 2006**. Reconhece a revogação da Resolução nº 341, de 25 de setembro de 2003, que dispõe sobre critérios para a caracterização de atividades ou empreendimentos turísticos sustentáveis como de interesse social para fins de ocupação de dunas originalmente desprovidas de vegetação, na Zona Costeira. Brasília: Presidência da República, 2006a. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=480.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 488, de 05 de setembro de 2018**. Reconhece a revogação da Resolução nº 341, de 25 de setembro de 2003, que dispõe sobre critérios para a caracterização de atividades ou empreendimentos turísticos sustentáveis como de interesse social para fins de ocupação de dunas originalmente desprovidas de vegetação, na Zona Costeira. Brasília: Presidência da República, 2018c. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=711.

BRASILEIRO, R. *et al*. Análise da influência das vias rodoviárias na fragmentação florestal através do uso de parâmetros estatísticos e matrizes hexagonais. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 16, 2013, Foz do Iguaçu, PR, Brasil. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2013.

BRITO, F. **Corredores ecológicos**: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas. 2. ed. Florianópolis: Ed. da UFSC, 2012.

BROUWER, R.; VANEK, R. Avaliação integrada do impacto ecológico, económico e social de políticas alternativas de controlo de cheias nos Países Baixos. **Ecológico Economia**, v. 50, n. 1-2, p. 1-21, 2004. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.01.020.

BURKE L. K. *et al*. **Pilot analysis of global ecosystems**: coastal ecosystems. Washington DC: World Resources Institute, 2001. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/247184150_Pilot_analysis_of_global_ecosystems_Coastal_Ecosystems.

BURT, J. A.; KILLILEA, M. E.; CIPRUT, S. Coastal urbanization and environmental change: Opportunities for collaborative education across a global network university. **Regional Studies in Marine Science**, v. 26, 100501, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100501.

CAMPOS, J. B. **O uso da terra e as ameaças ao patrimônio arqueológico na região litorânea dos municípios de Araranguá e Içara, Sul de Santa Catarina**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2010.

CANCELLI, R. R.; SOUZA, P. A.; DEHNHARDT, B. A. Evolução holocênica da planície costeira sul catarinense (Santa Rosa do Sul, Brasil), através de dados palinológicos e microfaunísticos. *In*: CONGRESSO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ESTUDOS DO

QUATERNÁRIO – ABEQUA, 13., 2011, Armação dos Búzios, RJ. **Anais** ... Armação dos Búzios: ABEQUA, 2011.

CAO, C. *et al* Construction of ecological security pattern based on InVEST-Conefor-MCRM: A case study of Xinjiang, China. **Ecological Indicators**, v. 159, 111647, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111647.

CARDINALE, B. J. *et al*. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, p. 59-67, 2012. DOI: https://doi.org/10.1038/nature11148.

CASIMIRO, P. C. Estrutura, Composição e Configuração da Paisagem: Conceitos e Princípios para a sua Quantificação no Âmbito da Ecologia da Paisagem. **Revista Portuguesa de Estudos Regionais**, n. 20, p. 75-99, 2009. DOI: https://doi.org/10.59072/rper.vi20.275.

CAVALHEIRO, F. Intervenção na paisagem: planejamento de espaços livres. *In:* SANTOS *et al.* (org.). **Faces da polissemia da paisagem**: ecologia, planejamento e percepção. São Carlos: Rima/Fapesp, 2004. p. 449-455.

CHEN, S. *et al*. Delineating Priority Areas for Preservation and Restoration across Production–Living–Ecological Spaces in Ganzi, China. **Sustainability**, v. 16, n. 11, 4327, 2024. DOI: https://doi.org/10.3390/su16114327.

CHEN, Y. *et al.* Exploring a uniform procedure to map Eucalyptus plantations based on fused medium–high spatial resolution satellite images. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 103, 102462, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102462.

CHIAVARI, J.; LOPES, C. L. **Legislação florestal e de uso da terra: uma comparação internacional**. Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative/Núcleo de Avaliação de Políticas Climáticas – PUC-Rio, 2017. Disponível em: https://www.climatepolicyinitiative.org/pt-br/publication/legislacao-florestal-e-de-uso-da-terra-uma-comparacao-internacional/.

CITADINI-ZANETTE, V. *et al.* Myrtaceae do sul de Santa Catarina: subsídio para recuperação de ecossistemas degradados. **Revista de Tecnologia e Ambiente**. Criciúma, v. 9, n. 2, p. 61-75, 2003. DOI: https://doi.org/10.18616/ta.v20i0.1560.

COCKBURN, J. *et al*. How to build science-action partnerships for local land-use planning and management: lessons from Durban, South Africa. **Ecology and Society**, v. 21, n. 1, 28, 2016. DOI: http://dx.doi.org/10.5751/ES-08109-210128.

COHEN, J.; SMALL, C. Hypsographic demography: the distribution of human population. **Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.**, v. 95, n. 24, p. 14009-14014, 1998. DOI: https://doi.org/10.1073/pnas.95.24.14009.

COHENCA, D. **Modelagem de cenários de ocupação no litoral sul de Santa Catarina utilizando técnicas de análise geoespacial**. 2016. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Geografia) – Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2016. Disponível em: https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/167752.

COHENCA, D.; CATANEO, V. T. Análise geográfica integrada para criação de unidades de conservação na restinga litorânea de Santa Catarina. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 20, 2023, Florianópolis, SC. **Anais**... São José dos Campos: INPE, 2023. Disponível em: http://marte2.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/marte2/2023/04.18.11.25/doc/155567.pdf.

COHENCA, D.; SCHERER, M. E. G; VIEIRA, C. A. O. Ocupação na zona costeira do sul de Santa Catarina: uma análise histórica de vetores e processos. **Geosul**, Florianópolis, v. 32, n. 64, p. 47-66, 2017. DOI: https://doi.org/10.5007/2177-5230.2017v32n64p47.

COMASSETTO, V. **Água, meio ambiente e desenvolvimento na bacia do Araranguá (SC)**. 2008. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008. Disponível em: http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/91353.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data**: principles and practices. 3. ed. Boca Raton: CRC Press/Taylor & Francis, 2019. DOI: https://doi.org/10.1201/9780429052729. *E-book*.

CONSTANTINO, R. *et al.* Causas da fragmentação: causas naturais. *In*: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (org.). **Fragmentação de Ecossistemas**: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 43-63.

COUTO, P. Análise fatorial aplicada às métricas da paisagem definida em FRAGSTATS. **Investigação Operacional**, v. 24, n. 1, p. 109-137, 2004. Disponível em: https://scielo.pt/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0874-51612004000100007.

CRISTIANO, S. C. *et al*. Rumos da geoconservação para o geoturismo costeiro: caso do litoral de Araranguá, Santa Catarina, Brasil. **Turismo, Sociedade & Território,** v. 6, n.1, e35973, 2024. Disponível em: https://periodicos.ufm.br/revtursoter/article/view/35973.

CROSSLAND, C. J. *et al*. The Coastal Zone - a Domain of Global Interactions. *In*: Crossland, C. J.; Kremer, H. H.; Lindeboom, H. J.; Marshall Crossland, J. I.; Le Tissier, M. D. A. (eds.). **Coastal Fluxes in the Anthropocene**. Global Change - The IGBP Series. Springer, Berlin, Heidelberg, 2005. DOI: https://doi.org/10.1007/3-540-27851-6_1.

CROUZEILLES R. *et al*. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Sci Adv**, v. 3, n. 11, e1701345, 2017. DOI: https://doi.org/10.1126/sciadv.1701345.

CUNHA, C. N.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats. Parte I: definição e classificação das áreas úmidas (AUs) brasileiras: base científica para uma nova política de proteção e manejo sustentável. *In*: CUNHA, C. N.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. (org.). **Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats**. Cuiabá: EdUFMT, 2015. p. 13-68. Disponível em: www.editora.ufmt.br. *E-book*.

DADE, M. C. Landscapes-a lens for assessing sustainability. **Landsc Ecol**, v. 40, n. 2, 28, 2025. https://doi.org/10.1007/s10980-024-02007-7 2025.

DALA-CORTE R. B. *et al.* Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 7, p. 1391-1402, 2020. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657.

DALL'ALBA, J. A. **História do grande Araranguá, SC**. Gráfica Orion Editora, 1997.

DAL MORO, L. *et al*. Sustainability in agribusiness: Analysis of environmental changes in agricultural production using spatial geotechnologies. **Environmental Development**, v. 45, 100807, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envdev.2023.100807.

DAVIDSON, N. C. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. **Marine & Freshwater Research**, v. 65, n. 10, p. 934-941, 2014. DOI: https://doi.org/10.1071/MF14173.

da SILVA FERREIRA, A. T. *et al*. Coastal dynamics analysis based on orbital remote sensing big data and multivariate statistical models. **Coasts**, v. 3, n. 3, p. 160-174, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/coasts3030010.

de ANDRÉS, M.; BARRAGÁN MUÑOZ, J. M. The limits of coastal and marine areas in Andalusia (Spain). A socio-ecological approach for ecosystem-based management. **Land Use Policy**, v. 120, 106250, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106250.

de ANDRÉS, M.; BARRAGÁN MUÑOZ, J. M.; SCHERER, M. E. G. Urban centres and coastal zone definition: Which area should we manage? **Land Use Policy**, v. 71, p. 121-128, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.11.038.

DIAS, A. O.; LADWIG, N. I.; CONTO, D. Mapeamento temático na análise da paisagem: bacia hidrográfica do Rio Urussanga, Santa Catarina, Brasil. **Geosul**, v. 35, p. 418-440, 2020. DOI: 10.5007/1982-5153.2020v35n75p418.

DONG, J. *et al*. Sustainable landscape pattern: a landscape approach to serving spatial planning. **Landscape Ecology**, v. 37, p. 31-42, 2021. DOI: https://doi.org/10.1007/s10980-021-01329-0.

DRUSCH, M. *et al.* Sentinel-2: ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services. **Remote sensing of Environment**, n. 120, p. 25-36, 2012. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.11.026.

DUARTE, G. M. As Turfas da Área Costeira do Extremo Sul de Santa Catarina, Brasil. *In*: ENCUENTRO DE GEÓGRAFOS DE AMÉRICA LATINA, 6, 1997, Buenos Aires, Argentina. **As Turfas da Área Costeira do Extremo Sul de Santa Catarina, Brasil**. Buenos Aires, Argentina, 1997. v. CD.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Brasília: Serviço de Produção e Informação, 2018. Disponível em: https://www.agroapi.cnptia.embrapa.br/portal/assets/docs/SiBCS-2018-ISBN-9788570358004.pdf.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília, DF: Embrapa Solos, 2004. Disponível em: https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/964417.

ESTES, L. *et al*. The spatial and temporal domains of modern ecology. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, p. 819-826, 2018. DOI: https://doi.org/10.1038/s41559-018-0524-4.

FABRIS, T. R; WATANABE, M.; LOPES, G. S. C. **Plano de desenvolvimento socioeconômico 2023-2033**: Balneário Arroio do Silva. Criciúma: UNESC, 2023.

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

FALKENBERG, D. B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. **INSULA Revista de Botânica**, v. 28, 1999. Disponível em: https://periodicos.ufsc.br/index.php/insula/article/view/21771.

FARIAS, V. F. de. **Dos Açores ao** Brasil **meridional**: uma viagem no tempo. 500 anos, Litoral Catarinense. 2. ed., Florianópolis: Ed. do Autor, 2000.

FARIAS, V. F. de. **Dos Açores ao** Brasil **meridional**: uma viagem no tempo. Povoamento, demografia, cultura: Açores e Litoral Catarinense. Florianópolis: Ed. do Autor, 1998.

FBDS. **Repositório de mapas** – Áreas de Preservação Permanente por município. Rio de Janeiro: FBDS, 2018. Disponível em: https://geo.fbds.org.br/. Acesso em: nov. 2024.

FECAM. **Nota Técnica n.º 004/2022**: Orientações para elaboração de diagnóstico socioambiental. Florianópolis: FECAM, 2022. 16 p. Disponível em: https://cdn-fecam.gestorlgpd.com.br/wp-content/uploads/2022/03/ADM_FECAM_20220318_Nota-Tecnica-Diagnostico-Socioambiental-Lei-14285.pdf.

FENG, L.; GONG, Y.; LIANG, Z. Integrating Cross-Regional Ecological Networks in Blue–Green Spaces: A Spatial Planning Approach for the Yangtze River Delta Demonstration Area. **Sustainability**, v. 17, n. 9, 4193, 2025. DOI: https://doi.org/10.3390/su17094193.

FERRARI, J. L. *et al*. Corredores ecológicos potenciais na subbacia hidrográfica do córrego Horizonte, Alegre-ES, indicados por meio de SIG. **Revista** Brasil**eira de Ciências Agrárias**. v.7, n.1, p.133-141, jan.-mar., 2012. DOI: https://doi.org/10.5039/agraria.v7i1a1577.

FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A. Identificação de áreas para recomposição florestal com base em princípios de ecologia de paisagem. **Árvore**, v. 27, n. 4, p. 575-583, 2003. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-67622003000400018.

FERREIRA, F. **Aspectos da vegetação e do uso do solo da microrregião costeira sul do estado de Santa Catarina, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

FISZON, J. T. *et al.* Causas da fragmentação: causas antrópicas. *In*: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (org.). **Fragmentação de Ecossistemas**: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 43-63.

FLORENZANO, T. G**. Imagens de satélite para estudos ambientais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002.

FONSECA G. A. B. *et al.* Corredores de Biodiversidade: o corredor Central da Mata Atlântica. *In*: ARRUDA, M.B.; SÁ, L. F. S. N. (orgs.). **Corredores ecológicos**: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil. Brasília: Edições IBAMA, 2004.

FORD, A. *et al*. Effective corridor width: linking the spatial ecology of wildlife with land use policy. **European Journal of Wildlife Research**, v. 66, n. 4, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s10344-020-01385-y.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1986. Disponível em: https://www.wiley.com/Landscape+Ecology-p-9780471870371.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. Patches and structural components for a landscape ecology. **BioScience**, v. 31, n. 10, p. 733-740, 1981. DOI: https://doi.org/10.2307/1308780.

FORMAN, R. T. T. **Land Mosaics**: The ecology of landscapes and regions.Cambridge: Cambridge University Press, 1995. Disponível em: https://books.google.com.br/books/about/Land_Mosaics.html?id=sSRNU_5P5nwC&redir_esc=y.

FRANÇA, L. C. J. Environmental fragility zoning using gis and ahp modeling: perspectives for the conservation of natural ecosystems in Brazil. **Conservation**, v. 2, n. 2, p. 349-366, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/conservation2020024.

GALINKIN, M. *et al.* Projeto corredor ecológico Araguaia – Bananal. *In*: ARRUDA, M. B.; SÁ, L. F. S. N. (orgs.). **Corredores ecológicos**: Uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil. Brasília: Edições IBAMA. 2004.

GANEM, K. A. *et al*. From rainforests to drylands: a context-specific framework for mapping land use and land cover dynamics in Northeast Brazil (2000-2020). **GIScience & Remote Sensing**, v. 62, n. 1, 2025. DOI: https://doi.org/10.1080/15481603.2025.2510140.

GANN G. D. *et al*. **International principles and standards for the practice of ecological restoration**. Society for Ecological Restoration, 2. ed., 2019. Disponível em: https://www.sobrestauracao.org/documentos/portuguese_ser_standards.pdf.

GARIBALDI, L. *et al*. Working landscapes need at least 20% native habitat. **Conservation Letters**, v. 14, n. 2, e12773, 2021. DOI: https://doi.org/10.1111/conl.12773.

GIAKOUMI, S. *et al.* Advances in systematic conservation planning to meet global biodiversity goals. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 40, n. 4, p. 395-410, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.tree.2024.12.002.

GIBBS, J. P. Wetland Loss and Biodiversity Conservation. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 314-317., 2000. DOI: https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98608.

GIRALT PARADELL, O.; DÍAZ LÓPEZ, B.; METHION, S. Modelling common dolphin (*Delphinus delphis*) coastal distribution and habitat use: insights for conservation. **Ocean & Coastal Management**, v. 179, 2019, 104836. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104836.

GÓMEZ-APARICIO, L. *et al*. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. 1128-1138, 2004. DOI: https://doi.org/10.1890/03-5084.

GONÇALVES, D. L.; PASSOS, M. M.; GALVANIN, E. A. S. Métricas da paisagem aplicadas a identificação de áreas prioritárias para implantação de corredores ecológicos na raia divisória São Paulo-Paraná-Mato Grosso do Sul. **Revista da Casa da Geografia de Sobral**, v. 26, n. 1, p. 272-289, 2024. DOI: https://doi.org/10.35701/rcgs.v26.1006.

GONZALEZ, R. C.; WOODS, R. E.; EDDINS, S. L. **Digital Image Processing Using MATLAB**. Pearson Education Inc., 2009.

GORELICK, N. *et al*. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18-27, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031.

GUIDOTTI, V. *et al*. Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services. **Land Use Policy**, v. 94, n. 363, 104511, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104511.

GUO, Y., LIU, Y. Connecting regional landscapes by ecological networks in the Greater Pearl River Delta. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 13, p. 265-278, 2017. DOI: https://doi.org/10.1007/s11355-016-0318-2.

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, 2015. DOI: https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052.

HAMMES, H. F. *et al*. Impressions of public opinion on environmental licensing and popular participation in decisions regarding the design and implementation of public management practices. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 57, n. 4, p. 555-569, 2022. DOI: https://doi.org/10.5327/Z2176-94781460.

HENNEMANN, M. R. **Mapeamento da cobertura vegetal e áreas de restrição legal na Ilha de Santa Catarina**. 2021. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021. Disponível em: https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/229784.

HILTY, J. *et al*. **Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors**. Best Practice Protected Area Guidelines Series, n. 30. Gland, Switzerland: IUCN, 2020. DOI: https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.PAG.30.en.

HORN FILHO, N. O.; VILLWOCK, J. A.; DEHNHARDT, B. A.; TOMAZELLI, L. Mapeamento geológico da província costeira do Rio Grande do Sul. *In*: SIMPÓSIO SOBRE DEPÓSITOS QUATERNÁRIOS DAS BAIXADAS LITORÂNEAS BRASILEIRAS: ORIGEM, CARACTERÍSTICAS GEOTÉCNICAS E EXPERIÊNCIAS DE OBRAS, 1988, Rio de Janeiro. **Anais**… Rio de Janeiro: [s.n.], 1988. v. 2, p. 2.1-2.21.

IBGE. **Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/panorama.

IBGE. **Censo Demográfico 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/panorama.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**: sistema fitogeográfico; inventário das formações florestais e campestres; técnicas e manejo de coleções botânicas; procedimentos para mapeamentos. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

IWATA, B. F.; FERREIRA, D. S.; OLIVEIRA, A. D. B. Geotechnologies as an environmental licensing support tool in the state of Piauí, Brazil. **Sustainability in Debate**, v. 11, n. 2, p. 121-142, 2020. DOI: https://doi.org/10.18472/SustDeb.v11n2.2020.29253.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. Habitat loss and fragmentation. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 4, p. 50-58, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00399-3.

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. Reflora – Herbário Virtual. Rio de Janeiro: JBRJ, [s.d.]. Disponível em: http://reflora.jbrj.gov.br. Acesso em: ago. 2025.

JIANG, Z. *et al*. Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. **Remote sensing of Environment**, v. 112, n. 10, p. 3833-3845, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.06.006.

JIN, B. *et al*. Construction and optimization of ecological corridors in coastal cities based on the perspective of "structure-function". **Scientific Reports**, v. 14, n. 27945, nov. 2024. Disponível em: https://doi.org/10.1038/s41598-024-79433-9.

JOLY, C. A. *et al.* **1° Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos**. São Carlos: Cubo, 2019. DOI: https://doi.org/10.4322/978-85-60064-88-5.

JUNK, W. J. *et al*. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 24, n. 1, p. 1-146, 2014. DOI: https://doi.org/10.1002/aqc.2386**.**

JUNK, W. J.; CUNHA, C. N. (org.). **Inventário das áreas úmidas brasileiras**: distribuição, ecologia, manejo, ameaças e lacunas de conhecimento [recurso digital]. 1. ed. Cuiabá: Carlini & Caniato Editorial, 2024. Disponível em: https://inau.org.br/site/images/e-book/c_c_inventario_das_areas_umidas_brasileiras_inau_e-book.pdf. *E-book*.

JUSTUS, J. O.; MACHADO, M. L. A.; FRANCO, M. S. M. **Folha SH.22 Porto Alegre e parte das Folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim**: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. (Levantamento de Recursos Naturais, v.33), Rio de Janeiro: IBGE, 1986, p. 313-404, 1986. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=219048.

KARAM-GEMAEL, M. *et al*. Poor alignment of priorities between scientists and policymakers highlights the need for evidence-informed conservation in Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 3, p. 125-132, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.06.002.

KIRCHHOFF, T.; TREPL, L.; VICENZOTTI, V. What is landscape ecology? An analysis and evaluation of six different conceptions. **Landscape Research**, v. 38, n. 1, p. 33-51, 2013. DOI: https://doi.org/10.1080/01426397.2011.640751.

KIRWAN, M. L.; MEGONIGAL, J. P. Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise. **Nature**, v. 504, p. 53-60, 2013. DOI: https://doi.org/10.1038/nature12856.

KLEIN, R. M. **Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1978.

KOWE, P.; SHOKO, C.; JERIE, S. Editorial: advances in GIS and remote sensing the landscape pattern of land cover on urban climate and urban ecology. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 11, 2023. DOI: https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1308710.

KREBS, A. S. J. **Contribuição ao conhecimento dos recursos hídricos subterrâneos da bacia hidrográfica do rio Araranguá, Sc**. 2004. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

LADWIG, N. I.; DAGOSTIM, V.; BACK, A. J. A evolução da paisagem da região carbonífera do Estado de Santa Catarina realizado com imagens de satélite. **Revista Ra'e Ga** Espaço Geográfico em Análise, v. 43, p. 93-107, 2018. DOI: https://doi.org/10.5380/raega.v43i0.50813.

LADWIG, N. I.; SILVA, J. G. S.; OLIVEIRA, A. J. M. **Alteração Antrópica nas Bacias Hidrográficas do Rio Araranguá e Urussanga**. São Carlos: Pedro & João Editores, 2023. DOI: https://doi.org/10.51795/9786526507117.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/843571/.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

LATRUBESSE, E. *et al*. Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. **Conservation Science and Practice**, v. 1, n. 9, 2019. DOI: https://doi.org/10.1111/csp2.77.

LEAL, F. A. *et al.* Modelagem de corredores ecológicos para conexão entre duas florestas nacionais em Rondônia. **Nativa**, v. 7, n. 2, p. 204-212, 2019. DOI: https://doi.org/10.31413/nativa.v7i2.6747.

LEAL, F. A. **Simulação e avaliação dos efeitos de padrões do desmatamento na dinâmica da paisagem em São Félix do Xingu/PA**. 2016. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Distrito Federal, 2016. Disponível em: http://repositorio2.unb.br/jspui/handle/10482/22809.

LEE, S. Y. *et al.* Impact of urbanization on coastal wetland structure and function. **Austral Ecology**, v. 31, n. 2, p. 149-163, 2006. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01581.

LI, P. *et al*. Quantitative evaluation of the rebuilding costs of ecological corridors in a highly urbanized city: the perspective of land use adjustment. **Ecological Indicators**, v. 141, n. 109130, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109130.

LIMA, L. T. **A paisagem costeira do rio grande do sul: leitura e interpretação das propriedades fisionômicas do espaço como estratégia de planejamento e gestão do território**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2014.

LINO, C. F; BECHARA, E. **Estratégias e instrumentos para a conservação, recuperação e desenvolvimento sustentável na Mata Atlântica**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica; Fundação SOS Mata Atlântica, 2002.

LINS DE BARROS, F. M.; BATISTA, C. M. Os limites espaciais da zona costeira para fins de gestão a partir de uma perspectiva integrada. *In*: SOUTO, R.D. (org.). **Gestão Ambiental e sustentabilidade em áreas costeiras e marinhas**: conceitos e práticas. Rio de Janeiro: Instituto Virtual para o Desenvolvimento Sustentável, 2020. p. 22-50. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/342747749_Os_limites_espaciais_da_zona_costeira_para_fins_de_gestao_a_partir_de_uma_perspectiva_integrada.

LINS DE BARROS, F. M. **Contribuição metodológica para análise local da vulnerabilidade costeira e riscos associados:** estudo de caso da Região dos Lagos, Rio de Janeiro. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: http://objdig.ufrj.br/16/teses/749040.pdf.

LINS DE BARROS, F. M. Distribuição populacional e abrangência espacial dos instrumentos de gestão na ZC do Brasil: Avanços, lacunas e desafios. **Revista da ANPEGE**, v. 17, n. 33, p. 9 -127, 2021. DOI: https://doi.org/10.5418/ra2021.v17i33.11555.

LIU, S. *et al*. Balancing Urban Expansion and Ecological Connectivity through Ecological Network Optimization—A Case Study of ChangSha County. **Land**, v. 12, n. 7, 1379, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/land12071379.

LOGE, P. L. **Delimitação espacial de uma trama verde-azul em ambiente urbano**. 2024. Tese (Doutorado em Planejamento Urbano e Regional) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2024. Disponível em: https://lume.ufrgs.br/handle/10183/279305.

LONGO, R. M. *et al*. Métricas da paisagem e qualidade ambiental nos remanescentes florestais do Ribeirão Quilombo em Campinas/SP. **Ciência Florestal**, v. 34, n. 1, e71899, 2024. DOI: https://doi.org/10.5902/1980509871899.

LOPES, J. A. V.; MASULLO, Y. A. G.; SILVA, P. H. C. Planejando corredores ecológicos para a integração da Região Metropolitana da Grande São Luís. *In*: **SEMINARIO INTERNACIONAL DE INVESTIGACIÓN EN URBANISMO**. Barcelona: DUOT, 2017. DOI: https://doi.org/10.5821/siiu.6424.

LUO, J.; ZHU, L.; FU, H. Construction of wetland ecological network based on MSPA-Conefor-MCR: A case study of Haikou City. **Ecological Indicators**, v. 166, 112329, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112329.

MAAS, B.; TOOMEY, A.; LOYOLA, R. Exploring and expanding the spaces between research and implementation in conservation science. **Biological Conservation**, v. 240, 108290, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108290.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 203 p. Disponível em: https://www.jstor.org/stable/j.ctt19cc1t2.

MACE, G. M. Changes in the perception and goals of nature conservation require a solid scientific basis. **Science**, v. 345, 6204, 2014. DOI: https://doi.org/10.1126/science.1254704.

MACE, G. M.; NORRIS, K.; FITTER, A. H. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 27, n. 1, p. 19-26, 2012, DOI: https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006.

MACHADO, J. M. *et al.* Composição florística de uma restinga arbustivo-arbórea no sul de Santa Catarina, Brasil. **Anais do Seminário de Ciência e Tecnologia da UNESC**, Criciúma, 2024. Disponível em: https://www.even3.com.br/anais/sct2023/694006.

MALECHA, A.; VALE, M. M.; MANES, S. Increasing Brazilian protected areas network is vital in a changing climate, **Biological Conservation**, v. 288, 110360, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110360.

MAPBIOMAS. **Coleção 8** – Mapeamento anual de cobertura e uso da terra no Brasil entre 1985 a 2022. São Paulo: MapBiomas, 2023. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2024/04/Fact-sheet-Colecao8-atualizado.pdf.

MAPBIOMAS. **Coleção 9** – Mapeamento anual de cobertura e uso da terra no Brasil (1985-2023). São Paulo: MapBiomas, 2024. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2024/08/Fact_Colecao-9_21.08-OK.pdf?utm_source=chatgpt.com.

MARCEAU, D. J.; HAY, G. J. Remote sensing contributions to the scale issue. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 25, n. 4, p. 357-366, 1999. DOI: https://doi.org/10.1080/07038992.1999.10874735.

MARCON, L.; ZOCCHE, J.; LADWIG, N. O crescimento e espalhamento urbano da cidade de Araranguá, estado de Santa Catarina, de 1957 a 2010 e as consequências ambientais. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 43, p. 32-48, 2017. DOI: https://doi.org/10.5327/Z2176-947820170078.

MARDENI, V. *et al*. Delimitation of Ecological Corridor Using Technological Tools. **Sustainability**, v. 15, n. 18, 13696, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/su151813696.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, Robert L. Systematic conservation planning. Nature, v. 405, p. 243-253, 2000. DOI: https://doi.org/10.1038/35012251.

MARTENSEN, A. C. A importância da dinâmica espaço-temporal na análise de paisagens fragmentadas. *In*: RIBEIRO, S. M. C. *et al*. (org). **Ecologia da Paisagem no contexto Luso-Brasileiro**. Curitiba: Apris, 2021. p. 311-330. Disponível em: https://www.needs.ufscar.br/2021_ribeiro_boscolo_et-al_ep-no-contexto-lusobrasileiro_vol-i-264-280.pdf.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184-2192, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.008.

MARTÍNEZ PRENTICE, R. *et al*. Machine Learning Classification and Accuracy Assessment from High-Resolution Images of Coastal Wetlands. **Remote Sensing**, v. 13, n. 18, 3669, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/rs13183669.

MARTÍNEZ-RICHART, A. I. *et al*. A review of structural and functional connectivity studies in European forests. **Landscape Ecology**, v. 40, n. 10, 2025. DOI: https://doi.org/10.1007/s10980-024-02028-2.

MARTINS, R. **Composição e estrutura vegetacional em diferentes formações na floresta Atlântica, sul de Santa Catarina, Brasil**. 2010. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

MATEUS, A. **Geologia e paleogeografia do sistema deposicional laguna-barreira IV na região das lagoas dos Esteves, do Faxinal e Mãe Luzia, sul do estado de Santa Catarina, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

MCGARIGAL K.; CUSHMAN, S.; ENE, E. **FRAGSTATS v4**: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors. 2023. Disponível em: https://www.fragstats.org.

MCGARIGAL, K., *et al*. A landscape index of ecological integrity to inform landscape conservation. **Landscape Ecology**, 33, p. 1029-1048, 2018. DOI: https://doi.org/10.1007/s10980-018-0653-9.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. 1995. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. Disponível em: https://research.fs.usda.gov/treesearch/3064.

MCHUGH, M. L. Interrater reliability: the kappa statistic. **Biochemia Medica**, v. 22, n. 3, p. 276-282, 2012. Disponível em: https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC3900052/.

MCRAE, B. H. *et al*. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. **Ecology**, v. 89, n. 10, p. 2712-2724, 2008. DOI: https://doi.org/10.1890/07-1861.1.

MELICHER, J.; ŠPULEROVÁ, J. Application of Landscape-Ecological Approach for Greenways Planning in Rural Agricultural Landscape. **Environments**, v. 9, n. 2, 30, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/environments9020030.

MENDES, I. A. S. O uso de geotecnologias na organização do espaço. **Cadernos do Leste**, v. 19, n. 19, 2019. Disponível em: https://periodicos.ufmg.br/index.php/caderleste/article/view/13157/10398.

MENEGAT, R. **Atlas Ambiental de Porto Alegre**. Porto Alegre: UFRGS, 1998.

METZGER J. P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 2, p. 11-23, 2006. Disponível em: https://biosphera21.net.br/APOIO/PAISAGEM-ECOLOGIA/2006-Metzger-CONSERVACAO.pdf.

METZGER J. P. Considering landscape-level processes in ecosystem service assessments. **Science of The Total Environment**, v. 796, 149028, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149028.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. *In*: CULLEN, L. Jr.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (org.). **Métodos de estudos em Biologia da Conservação e manejo da vida silvestre**. 2. ed. Curitiba: UFPR, 2012.

METZGER, J. P. *et al*. Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 104-116, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.09.001.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 8, p. 92-99, 2010. Disponível em: https://ecologia.ib.usp.br/lepac/codigo_florestal/Metzger_N&C_2010.pdf.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1-2, 2001. DOI: https://doi.org/10.1590/S1676-06032001000100006.

MOLNÁR, Z. *et al*. A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). **Folia Geobotanica**, v. 42, p. 225-247, 2007. DOI: https://doi.org/10.1007/BF02806465.

MORANDI, D. T. *et al*. Delimitation of ecological corridors between conservation units in the Brazilian Cerrado using a GIS and AHP approach. **Ecological Indicators**, v. 115, 115, 106440, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106440.

MORZILLO, A. T. Challenges of and opportunities for integrating social science into landscape ecology research. **Landscape Ecology**, v. 39, n. 9, 2024. DOI: https://doi.org/10.1007/s10980-024-01965-2.

MÜLLER, G. O.; OLIVEIRA, L. M. T. Landscape metrics in the evaluation of the protective effectiveness of the State Park of Costa do Sol, a fragmented conservation unit in the state of Rio de Janeiro, Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 1-18, 2020. DOI: https://doi.org/10.3897/neotropical.15.e49490.

MU, Y. Cost-effective integrated conservation and restoration priorities by trading off multiple ecosystem services. **Journal of Environmental Management**, v. 320, 115915, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115915.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. **Landscape Ecology**: Theory and Application. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 1994. Disponível em: https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4757-2331-1?utm_source=chatgpt.com.

NAVEH, Z. The Total Human Ecosystem: Integrating Ecology and Economics. **BioScience**, v. 50, n. 4, p. 357-361, 2000. DOI: https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0357:TTHEIE]2.3.CO;2.

NEVES, J. L. *et al*. Mapeamento do uso e cobertura da terra na Ilha de Santa Catarina, Brasil, com base em imagem de alta resolução espacial. **Geosul**, Florianópolis, v. 32, n. 65, p. 213-238, 2017. DOI: https://doi.org/10.5007/2177-5230.2017v32n65p213.

NEWBOLD, T. *et al*. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, p. 45-50, 2015. DOI: https://doi.org/10.1038/nature14324.

NICHOLLS, R. J.; SMALL, C. Improved estimates of coastal population and exposure to hazards released, **Eos**, v. 83, ed. 28, p. 301-305, 2002, DOI: https://doi.org/10.1029/2002EO000216.

NICOLETTI, *et al*. Mapeamento das áreas potenciais (originais) e remanescentes de Restinga: uma proposta metodológica para Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 17, n. 1, p. 260-280, 2024. DOI: https://doi.org/10.26848/rbgf.v17.1.p260-280.

OLIFIERS, N.; CERQUEIRA, R. Fragmentação de habitat: efeitos históricos e ecológicos. *In*: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. **Biologia da Conservação**: Essências. São Carlos: Rima, 2006.

OLIVEIRA, A. P. G. *et al*. Uso de geotecnologias para o estabelecimento de áreas para corredores de biodiversidade. **Revista Árvore**, v. 39, n. 4, p. 595-602, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/0100-67622015000400001.

OLIVEIRA, J. *et al*. Choosing pasture maps: An assessment of pasture land classification definitions and a case study of Brazil, **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 93, 102205, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102205.

OLIVEIRA, R. A. *et al*. Levantamento dos métodos de elaboração de corredores ecológicos utilizando SIG: uma revisão bibliográfica sistemática. **Novos Cadernos NAEA**, v. 26, n. 2, 2023. DOI: http://dx.doi.org/10.18542/ncn.v26i2.12821.

OLIVEIRA, R. A. **Proposta metodológica para estimar o custo em SIG da criação de corredores ecológicos**. 2022. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, 2022.

OVERBECK, G. E. *et al*. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions**, v. 21, n. 12, p. 1455-1460, 2015. DOI: https://doi.org/10.1111/ddi.12380.

PARDINI, R. *et al*. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. **Biological Conservation**, v. 124, n. 2, p. 253-266, 2005. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.033.

PARENTE, L. *et al*. Assessing the pasturelands and livestock dynamics in Brazil, from 1985 to 2017: A novel approach based on high spatial resolution imagery and Google Earth Engine

cloud computing. **Remote Sensing of Environment**, v. 232, 11301, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111301.

PELLEGRINO, P. R. M. *et al.* A paisagem da borda: uma estratégia para condução das águas, da biodiversidade e das pessoas. *In*: COSTA, L. M. S. A. (org.). **Rios e paisagens urbanas em cidades Brasileiras**. Rio de Janeiro: PROURB, 2006. p. 57-76. Disponível em: https://biosphera21.net.br/APOIO/PAISAGEM-ECOLOGIA/2006-Pellegrino-etal-Apaisagemdaborda.umaestrategiaparaaconducaodassguasdabiodiversidadeedaspessoas.pdf.

PEREIRA, F. C.; OLIVEIRA, M. R. L. **Plano nacional de gerenciamento costeiro**: 25 anos de gerenciamento costeiro no Brasil. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2015. Disponível em: https://gerenciamentocosteiro.furg.br/images/Materiais/PNGC-25-anos.pdf.

PEREIRA, J. R. **Sustentabilidade socioambiental das lagoas costeiras no sul do estado de Santa Catarina**. 2022. 153 p Tese (Doutorado) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Programa de Pós-graduação Ciências Ambientais, Criciúma, 2022.

PEREIRA, J. R.; ZOCCHE, J. J. Landscape Dynamics of the Coastal Zone in the South of Santa Catarina State, Brazil: Environmental Reflexes from Anthropogenic Impacts. **Preprints**, 2025082182, 2025. DOI: https://doi.org/10.20944/preprints202508.2182.v1.

PEREIRA, V. H. C.; CESTARO, L. A. Corredores ecológicos no brasil: avaliação sobre os principais critérios utilizados para definição de áreas potenciais. **Caminhos de geografia**, v. 17, n. 58, 2016. DOI: https://doi.org/10.14393/RCG175802.

PÉRICO, E.; CEMIN, G.; MOHR, L. R. S. Fisiografia da bacia hidrográfica do rio Forqueta/RS, sul do Brasil. **Scientia Plena**, v. 8, n. 9, 2012. Disponível em: https://www.scientiaplena.org.br/sp/article/view/1047/580.

PINTO, D. L. **Estudo da paisagem e aplicação da lógica Fuzzy na criação de corredores ecológicos entre fragmentos florestais e áreas protegidas na Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, 2020.

PINTO, N.; KEITT, T. H. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. **Landscape Ecology**, v.24, p.253-266, 2009. DOI: https://doi.org/10.1007/s10980-008-9303-y.

PIZARRO, B.; de ANDRÉS, M.; BARRAGÁN, J. M. Coastal zone in central Chile: delimitation proposal of Valparaiso region. **Ocean & Coastal Management**, v. 254, 107176, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2024.107176.

PONCIANO, A. C.; BACK, A. J. Caracterização do regime de ventos em Laguna, Santa Catarina. **Revista Técnico-Científica de Engenharia Civil Unesc**, v. 7, n. 2, 2022. DOI: https://doi.org/10.18616/civiltec.v7i2.7413.

POPESCU, O. C.; TACHE, A. V.; PETRIȘOR, A. I. Methodology for Identifying Ecological Corridors: A Spatial Planning Perspective. **Land**, v. 11, n. 7, 1013, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/land11071013.

PREFEITURA DE BALNEÁRIO GAIVOTA. **População de Balneário Gaivota**. Balneário Gaivota, 2024. Disponível em: https://balneariogaivota.com/postagem/populacao-balneario-gaivota.

PREFEITURA DE BALNEÁRIO RINCÃO. **Com uma população de 13 mil pessoas**… Balneário Rincão, 2018. Disponível em: https://www.balneariorincao.sc.gov.br/noticia-530867-2/#:~:text=Com%20uma%20popula%C3%A7%C3%A3o%20de%2013,eventos%20municipais%2C%20Luiz%20Fernando%20Casagrande.

PREFEITURA DE PASSO DE TORRES. **Prefeitura de Passo de Torres intensifica ações de manutenção das praias e bairros**. Passo de Torres, 2024. Disponível em: https://passodetorres.sc.gov.br/prefeitura-de-passo-de-torres-intensifica-acoes-de-manutencao-das-praias-e-bairros/.

PRESA, J. B. **"O arroz no espigão e o milho no banhado"**: programa Provárzeas – O desenvolvimento de uma política pública e o cultivo do arroz em municípios da bacia do rio Araranguá, 2011. Dissertação (Mestrado em História) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011. DOI: http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/95384.

PROUS, André. **Arqueologia** Brasil**eira**. Brasília: UNB, 1992.

RADELOF *et al.* Need and vision for global medium-resolution Landsat and Sentinel-2 data products. **Remote Sensing of Environment**, v. 300, 113918, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113918.

RAMOS, A. *et al*. Visual landscape evaluation: A grid technique. **Landscape Planning**, Amsterdam, v. 3, n. 1-2, p. 67-88, 1976. DOI: https://dx.doi.org/10.1016/0304-3924(76)90103-9.

RAO, X. L.; LI, J.; LI, J. Multi-scale differences in landscape connectivity evaluation and protection strategies: a case study of Chongqing, China. **Scientific Reports**, v. 15, 4965, 2025. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-025-88629-6.

REED, J. *et al*. Re-integrating ecology into integrated landscape approaches. **Landscape Ecology**, v. 36, p. 2395-2407, 2021. DOI: https://doi.org/10.1007/s10980-021-01268-w.

REIS, A. *et al.* Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 2, p. 509-519, 2014. DOI: https://doi.org/10.5902/1980509814591.

REZENDE, C. L. *et al.* From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021.

RIO GRANDE DO SUL. **Decreto nº 42.009, de 12 de dezembro de 2002**. Cria o Parque Estadual de Itapeva. Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, n. 240,

2002. Disponível em: https://leisestaduais.com.br/rs/decreto-n-42009-2002-rio-grande-do-sul-cria-o-parque-estadual-de-itapeva-e-da-outras-providencias.

ROCHA, C. *et al*. The remnants of restinga habitats in the brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: habitat loss and risk of disappearance. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 2, p. 263-273, 2007. DOI: https://doi.org/10.1590/S1519-69842007000200011.

ROCHA, I. O. (org.). SANTA CATARINA Secretaria de Estado do Planejamento. Diretoria de Estatística e Cartografia. **Atlas geográfico de Santa Catarina**: diversidade da natureza: fascículo 2. 2. ed. Florianópolis: Ed. UDESC, 2014.

ROCHE, D. G. *et al*. Closing the knowledge-action gap in conservation with open science. **Conservation Biology**, v. 36, n. 3, e13835, 2022. DOI: https://doi.org/10.1111/cobi.13835.

ROCKETT, G. C. Análise espaço-temporal dos ventos no extremo norte da Planície Costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas em Geociências**, v. 44, n. 2, p. 203-219, 2017. DOI: https://doi.org/10.22456/1807-9806.78271.

RODRIGUES, J. G. V.; MOREIRA, S. A.; FREIRE, E. M. X. Relevância e estratégias para viabilização da criação de corredores ecológicos em área da Mata Atlântica setentrional. **Revista Brasileira de Políticas Públicas**, v. 10, n. 3. p. 417-438, 2020. DOI: https://doi.org/10.5102/rbpp.v10i3.6624.

RODRIGUES, J. P. B.; MEDEIROS, W. D. A. Uso e ocupação do solo no município de Mossoró/RN (1998–2018). **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 8, n. 2, p. 1-12, 2022. DOI: https://doi.org/10.21680/2447-3359.2022v8n2ID26459.

RODRIGUES, M. *et al*. Remote sensing image time series metrics for distinction between pasture and croplands using the random forest classifier. *In*: IEEE Latin American GRSS & ISPRS Remote Sensing Conference (LAGIRS). Santiago, 2020. p. 149-154. DOI: https://doi.org//LAGIRS48042.2020.9165671.

RODRIGUES, R. R. *et al*. Large-scale ecological restoration of high-diversitytropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Managemen**, v. 261, n. 10, p. 1605-1613, 2011. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.005.

ROSA, M. L. C. C. *et al.* High-Frequency Sequences in the Quaternary of Pelotas Basin (coastal plain): a record of degradational stacking as a function of longer-term base-level fall. **Brazilian Journal of Geology**, v. 47, n. 2, p. 183-207, 2017. DOI: https://doi.org/10.1590/2317-4889201720160138.

ROSA, M. R. Classificação do Padrão de Ocupação Urbana de São Paulo Utilizando Aprendizagem de Máquina e Sentinel 2. **Revista do Departamento de Geografia**, p. 15-21, 2018. DOI: https://doi.org/10.11606/rdg.v0ispe.145784.

ROSA, M. R. *et al.* Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science Advances**, v. 7, n. 4, 2021. DOI: https://doi.org/10.1126/sciadv.abc4547.

ROSA, R. Geotecnologias na geografia aplicada. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 16, p. 81-90, 2005. Disponível em:

http://observatoriodageografia.uepg.br/files/original/98b033d6ddf5cc60decf66cdef0db3f240e18db5.pdf.

ROSSO, J. C. **Avaliação do Consumo de Água em Lavoura de Arroz Irrigado no Sistema Pré-Germinado nas Condições Climáticas do Sul**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2007.

RUDNICK, D. A. *et al.* The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. **Issues in Ecology**, v. 16, p. 1-20. Disponível em: https://research.fs.usda.gov/treesearch/42229.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, v. 15, n. 3, p. 234-281, 1977. DOI: https://doi.org/10.1016/0022-2496(77)90033-5.

SAATY, T. L. Some Mathematical Concepts of the Analytic Hierarchy Process. **Behaviormetrika**, v. 18, p. 1-9, 1991. DOI: https://doi.org/10.2333/bhmk.18.29_1.

SACCO, A. G. *et al.* Perda de diversidade taxonômica e funcional de aves em área urbana no sul do Brasil. **Iheringia**, **Série Zoologia**, v. 105, n. 3, p. 276-287, 2015. DOI: https://doi.org/10.1590/1678-476620151053276287.

SAFAR, N. V. H.; MAGNAGO, L. F. S.; SCHAEFER, C. E. G. R. Resilience of lowland Atlantic forests in a highly fragmented landscape: insights on the temporal scale of landscape restoration. **Forest Ecology and Management**, v. 470-471, 118183, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118183.

SAHAVACHARIN, A.; SOMPONGCHAIYAKUL, P.; THAITAKOO, D. The effects of land-based change on coastal ecosystems. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 18, p. 351-366, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s11355-022-00505-x.

SALAZAR, A. A. *et al*. Restoration and Conservation of Priority Areas of Caatinga's Semi-Arid Forest Remnants Can Support Connectivity within an Agricultural Landscape. **Land**, v. 10, n. 6, 550, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/land10060550.

SAMPAIO, D. *et al.* **As Árvores de Restinga** - Guia de identificação. São Paulo, SP: Netrópica, 2005.

SANTA CATARINA. **Decreto nº 5.010, de 6 de novembro de 2006**. Regulamenta a Lei nº 13.553, de 16 de novembro de 2005, que institui o Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro – GERCO. Diário Oficial do Estado de Santa Catarina, Florianópolis, 2006. Disponível em: https://leisestaduais.com.br/sc/decreto-n-5010-2006-santa-catarina-regulamenta-a-lei-n-13553-de-16-de-novembro-de-2005-que-institui-o-plano-estadual-de-gerenciamento-costeiro-e-estabelece-outras-providencias.

SANTA CATARINA. **Implantação do Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro**: Fase 1 – Plano de Gestão do Setor Litoral Sul, 2010.

SANTA CATARINA. **Lei nº 13.553, de 16 de novembro de 2005**. Institui o Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro – GERCO. Diário Oficial do Estado de Santa Catarina,

Florianópolis, 2005. Disponível em: https://leisestaduais.com.br/sc/lei-ordinaria-n-13553-2005-santa-catarina-institui-o-plano-estadual-de-gerenciamento-costeiro.

SANTA CATARINA. **Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina – PERH/SC**: Região Hidrográfica 10 – Extremo Sul Catarinense. Florianópolis: SDS, 2017. Disponível em: https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Plano%20Estadual/etapa_a/PERH_SC_RH10_CERTI-CEV_2017_final.pdf.

SANTOS, J. S. *et al*. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, p. 414-424, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.011.

SARTORI, A. A. C.; SILVA, R. F. B.; ZIMBACK, C. R. L. Combinação linear ponderada na definição de áreas prioritárias à conectividade entre fragmentos florestais em ambiente SIG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 6, p. 1079-1090, 2012. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-67622012000600000.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, n. 2-3, p. 91-103, 2007. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005.

SAWYER, S. C.; EPPS, C. W.; BRASHARES, J. S. Placing linkages among fragmented habitats: Do least-cost models reflect how animals use landscapes? Journal of Applied Ecology, v.48, n. 3, p.668-678, 2011. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01970.x.

SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic Forest: impact, vulnerability, andadaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, p. 2319-2331, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.1007/s10531-015-0972-y.

SCHLICKMANN, M. B. *et al.* Fitossociologia de um fragmento de restinga herbáceo-subarbustiva no sul do Estado de Santa Catarina, Brasil. **Hoehnea**, v. 46, n. 2, 2019. DOI: https://doi.org/10.1590/2236-8906-29/2018.

SCUSSEL, C. *et al.* Spatiotemporal dynamics in the land cover and land use in a river basin in southern Brazil: analysis based on remote sensing and big data. **Revista de Geociências do Nordeste**, v.10, n.1, p. 124-137, 2024.DOI: https://doi.org/10.21680/2447-3359.2024v10n1ID34886.

SEDDON, N. *et al.* Getting the message right on nature-based solutions to climate change. **Global Change Biology**, v. 27, n. 8, p. 1518-1546, 2021. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.15513.

SFB. **Inventário Florestal Nacional**: principais resultados - Santa Catarina. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2018. Disponível em: http://www.florestal.gov.br/publicacoes/relatorios/relatorios-ifn/3656-relatorio-ifn-sc-2017/file.

SHIMABUKURO, Y. E. *et al.* Mapping and monitoring forest plantations in São Paulo state, southeast Brazil, using fraction images derived from multiannual Landsat sensor images. **Forests**, v. 13, n. 10, 1716, 2022. DOI: https://doi.org/10.3390/f13101716.

SICAR. **Cadastro Ambiental Rural** – Base de Dados Pública. Brasília: Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. Disponível em: https://www.car.gov.br/publico/imoveis/index. Acesso em: nov. 2024.

SILVA, A. B. *et al.* Caracterização dos Depósitos Sedimentares em Subsuperfície no Setor Meridional da Planície Costeira Sul de Santa Catarina. **Gravel**, v. 8, n. 1, 2010. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/261878965_Caracterizacao_dos_Depositos_Sedimentares_em_Subsuperficie_no_Setor_Meridional_da_Planicie_Costeira_Sul_de_Santa_Catarina.

SILVA, F. L. *et al*. Áreas úmidas brasileiras: bases para o gerenciamento, serviços ecossistêmicos e estratégias de manejo. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 22, n. 79, p. 97-111, 2021. DOI: https://doi.org/10.14393/RCG227953473.

SILVA, J. G. S. **Cobertura e uso da terra na Bacia Hidrográfica do rio Araranguá, Santa Catarina,** Brasil. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2021.

SILVA, M. L. **Turfeiras da Serra do Espinhaço meridional:** mapeamento e estoque de matéria orgânica. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2012.

SILVA, M. M.; MELO JÚNIOR, J. C. F. Composição florística e estrutural de uma comunidade herbáceo-arbustiva de restinga em Balneário Barra do Sul, SC. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 14, n. 4, p. 207-214, 2016. Disponível em: https://seer.ufrgs.br/rbrasbioci/article/view/71414.

SILVA, R. T. **Florística e estrutura da sinúsia arbórea de um fragmento urbano de Floresta Ombrófila Densa no município de Criciúma, Santa Catarina**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2006.

SIMIONI, J. P. D; GUASSELLI, L. A. Banhados: abordagem conceitual. **Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul**, n. 30, p. 33-47, 2017. Disponível em: https://revistas.planejamento.rs.gov.br/index.php/boletim-geografico-rs/article/view/4009.

SKINNER, L. F. Oceano, humanidade e regiões tropicais: nosso futuro depende de nossa reconexão. **Jornal de Humanidade e Meio Ambiente de Baías Tropicais**, n. 1, p. 1-8, 2020. DOI: https://doi.org/10.12957/jheotb.2020.47750.

SMITH, A. C. *et al.* Confronting collinearity: comparing methods for disentangling the effects of habitat loss and fragmentation. **Landscape Ecology**, v. 24, p. 1271-1285, 2009. DOI: https://doi.org/10.1007/s10980-009-9383-3.

SORIANO-SIERRA, E. J.; RIBEIRO, G. C.; FONSECA, A. L. D'O. **Guia de campo**: vegetação e peixes das lagoas costeiras de Santa Catarina. Florianópolis: Insular, 2014.

Disponível em: https://nemar.paginas.ufsc.br/files/2013/05/Guia-Campo-Lagoas-Costeiras.pdf.

SOULÉ, M. What is conservation biology? **BioScience**, v. 35, n. 11, p. 727-734, 1985. DOI: https://doi.org/10.2307/1310054.

SOUZA, J. M. *et al*. Predictive scenarios of LULC changes supporting public policies: the Case of Chapecó River Ecological Corridor, Santa Catarina/Brazil. **Land**, v. 12, n. 1, 181, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/land12010181.

SOUZA, R. M.; COSTA, R. D. L. Methodological proposal to analyze land use and land cover changes: the case of Santa Catarina state in Brazil from 2000 to 2010. **Sustainability in Debate**, v. 11, n. 3, p. 501-517, 2020. DOI: https://doi.org/10.18472/SustDeb.v11n3.2020.32395.

SOWIŃSKA-ŚWIERKOSZ, B. Application of surrogate measures of ecological quality assessment: The introduction of the Indicator of Ecological Landscape Quality (IELQ). **Ecological Indicators**, v. 73, p. 224-234. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.019.

STAUFFER, D.; AHARONY, A. Introduction to Percolation Theory. 2. ed. London: Taylor & Francis, 1994. Disponível em: https://www.eng.uc.edu/~beaucag/Classes/Properties/Books/DietrichStaufferAmmonAharony-Introductiontopercolationtheory(1994).pdf.

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, 586, p. 724–729, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41586-020-2784-9.

SUGUIO, K. **Geologia do quaternário e mudanças ambientais**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

SUGUIO, K.; MARTIN, L. 1987. Classificação de costas e evolução geológica das planícies litorâneas quaternárias do sudeste e sul do Brasil. *In*: ACIESP (org.). Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. **Anais**. v. 1. p. 1-28. Disponível em: https://repositorio.usp.br/item/000763427.

TAKAHASHI, R. S. *et al*. Implementação de corredores ecológicos no Distrito Federal e entorno baseado em critérios ponderados. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, v. 45, 2021. DOI: https://doi.org/10.11137/1982-3908_2021_44_36167.

TAMBOSI, L. R. *et al*. A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169-177, 2014. DOI: https://doi.org/10.1111/rec.12049.

TAYLOR, P. D. *et al*. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571-573, 1993. DOI: https://doi.org/10.2307/3544927.

TEIXEIRA-JUNIOR, J. A.; DANTAS, D. V.; GENTIL, E. Variação espaço-temporal do uso e cobertura da terra nos municípios costeiros da porção centro-sul de Santa Catarina. *In*: VII SEDRES – **Os desafios do desenvolvimento socioambiental e as horizontalidades**: pontes entre a região, o Estado e o cotidiano, 2024, Florianópolis. Anais… Florianópolis: UDESC/FAED, 2024. Disponível em: https://doity.com.br/anais/viisedres/trabalho/354114.

TEIXEIRA, M. B. *et al*. **Folha SH.22 Porto Alegre e parte das Folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim**: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. (Levantamento de Recursos Naturais, v. 33). Rio de Janeiro: IBGE, 1986. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=219048.

TEWKSBURY, J. J. *et al*. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. **PNAS**, v. 99, n. 20, p. 12923-12926, 2002. DOI: https://doi.org/10.1073/pnas.202242699.

TOMAZELLI, L. J.; VILLWOCK, J. A. Mapeamento geológico de planícies costeiras: o exemplo da costa do Rio Grande do Sul. **Gravel**, n. 3, p. 109-115, 2005. Disponível em: https://www.ufrgs.br/gravel/3/Gravel_3_11.pdf.

TONETTO, E. P.; GHIZZO, I.; PIROLA, L. **Colônia Azambuja**: a imigração italiana no sul de santa Catarina. Florianópolis: EPAGRI, 2015.

TOTH, C.; JÓŹKÓW, G. Remote sensing platforms and sensors: A survey, ISPRS **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 115, p. 22-36, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2015.10.004.

TRENTIN, B. E., *et al.* Restauração florestal na mata atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 160-174, 2018. DOI: https://doi.org/10.5902/1980509831647.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape Ecology in Theory and Practice**: Pattern and Process. 1. ed. New York: Springer, 2001. Disponível em: https://link.springer.com/book/10.1007/b97434?utm_source=chatgpt.com.

UEZU, A., BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 1907-1922, 2008. DOI: https://doi.org/10.1007/s10531-008-9329-0.

URBAN, D.; KEITT, T. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. **Ecology**, v. 82, n. 5, p. 1205-1218, 2001. DOI: https://doi.org/10.2307/2679983.

VALERA, C. A. *et al*. The buffer capacity of riparian vegetation to control water quality in anthropogenic catchments from a legally protected area: a critical view over the Brazilian New Forest Code. **Water**, v. 11, n. 3, 549, 2019. DOI: https://doi.org/10.3390/w11030549.

VARNELL, L. M.; EVANS, D. A.; HAVENS, K.J. A geomorphological model of intertidal cove marshes with application to wetlands management. **Eco. Eng**. v. 19, n. 5, p. 339-347, 2003. DOI: https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00120-9.

VEIGA, M. M. *et al*. Análise da contaminação dos sistemas hídricos por agrotóxicos numa pequena comunidade rural do Sudeste do Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**. v. 22, n. 11, p. 2391-2399, 2006. DOI: https://doi.org/10.1590/S0102.

VELOSO, H. P.; KLEIN, R. M. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do Sul do Brasil: IV. As associações situadas entre o rio Tubarão e a lagoa dos Barros. **Sellowia**. Itajaí: Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues, n. 15, 1963.

VIBRANS, A. C. *et al*. MonitoraSC: um novo mapa de cobertura florestal e uso da terra de Santa Catarina. **Agropecuária Catarinense**, v. 34, n. 2, p. 42-48, 2021. DOI: https://doi.org/10.52945/rac.v34i2.1086.

VILLARD, M-A.; METZGER, J. P. Review: Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 309-318, 2014. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2664.12190.

WAHRLICH, J. *et al*. Caracterização da velocidade e direção predominantes do vento em Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 23, 2018. DOI: https://doi.org/10.5380/abclima.v23i0.57115.

WANG, Y. *et al*. Delimitation of ecological corridors in a highly urbanizing region based on circuit theory and MSPA. **Ecological Indicators**, v. 142, 109258, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109258.

WRI. **World resources 2000-2001**: people and ecosystems: the fraying web of life. Washington DC: World Resources Institute, 2000. Disponível em: https://www.wri.org/research/world-resources-2000-2001.

XU, H. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. International Journal of Remote **Sensing**, v. 27, n. 14, p. 3025 3033, 2006. DOI: https://doi.org/10.1080/01431160600589179.

ZHA, Y.; GAO, J.; NI, S. Use of normalized differene built-up index in automatically mapping urban areas from TM imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 3, p. 583-594, 2003. DOI: https://doi.org/10.1080/01431160304987.

ZHANG, A. *et al*. Spatio-temporal analysis of urban expansion and land use dynamics using google earth engine and predictive models**. Scientific Reports**, v. 15, 6993, 2025. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-025-92034-4.

ZHANG, J. Ecological landscape design strategies in sustainable rural planning. **Academic Journal of Humanities & Social Sciences**, v. 7, n. 7, p. 191-196, 2024. DOI: https://doi.org/10.25236/ajhss.2024.070729.

ZIEMBOWICZ, T.; MARENZI, R. C.; ESPINOZA, H. D. C. F. Análise do uso e cobertura do solo dos promontórios costeiros do litoral centro-norte de Santa Catarina. **Geosul**, v. 29, n. 57, p. 43-64, 2014. DOI: https://doi.org/10.5007/2177-5230.2014v29n57p43.

ZOCCHE, L. M. **Livro caixa digital para produtores rurais pessoa física**: uma análise na mesorregião sul de Santa Catarina. 2022. TCC (Bacharel em Ciências Contábeis) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2022.

ZUCCHI, M. I. *et al.* Genetic diversity of reintroduced tree populations in restoration plantations of the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 4, p. 694-701, 2018. DOI: https://doi.org/10.1111/rec.12620.

APÊNDICE A – *SCRIPT* DESENVOLVIDO E EXECUTADO NA INTERFACE DO *CODE EDITOR* DISPONÍVEL NA PLATAFORMA DE PROCESSAMENTO EM NÚVEM DO *GOOGLE EARTH ENGINE* PARA A CLASSIFICAÇÃO DA COBERTURA E USO DA TERRA DE 1985

```
//Classificação Supervisionada
//Importando shape para definir a ROI
//Criando o Contorno
var empty = ee.Image().byte();
//Contorno da feature
var contorno = empty.paint({
  featureCollection: roi,
  color: 1,
  width: 2
});

//Seleção da coleção
//Aplicando uma máscara de nuvens na coleção landsat/
function maskL5sr(image){
  //  Bit 0 - Fill
   // Bit 1 - Dilated Cloud
   // Bit 2 - Cirrus
   // Bit 3 - Cloud
   // Bit 4 - Cloud Shadow
   // Bit 5 - Snow
    var qaMask = image.select(['QA_PIXEL']).bitwiseAnd(parseInt('111111', 2)) //analisar
                                .eq(0) //2 = Unused //eq = 0 condições claras
    var saturationMask = image.select("QA_RADSAT").eq(0) //Radiometric saturation QA

    // Aplicar os fatores de escala às bandas apropriadas
    var opticalBands = image.select("SR_B.").multiply(0.0000275).add(-0.2)
    var thermalBands = image.select("ST_B6").multiply(0.00341802).add(149.0)

    // Substituindo as faixas originais pelas escalonadas e aplicando as máscaras.
    return image
       .addBands(opticalBands, null, true)
       .addBands(thermalBands, null, true)
       .updateMask(qaMask)
       .updateMask(saturationMask)
       .clip(roi)
       .copyProperties(image, image.propertyNames()) //copia a propriedade da coleção
       .set({date: image.date().format('YYYY-MM-dd')})
}

//Função dos índices
function indices (image) {
  //Indices de Vegetação
  var ndvi =  image.normalizedDifference(['SR_B4', 'SR_B3']).rename('NDVI');// Rouse 1973
```

```
 var evi2 = image.expression('2.5 * ((N - R) / (N + 2.4 * R + 1))',
 { //Huete 2002
     'N': image.select('SR_B4'), 'R': image.select('SR_B3')}).rename('EVI2');

  //Índices de Água
 var ndwi = image.normalizedDifference(['SR_B2', 'SR_B4']).rename ('NDWI'); //Mc Feeters 1996
 var ndwi_veg = image.normalizedDifference(['SR_B4', 'SR_B5']).rename ('NDWI_VEG'); //Gao 1996
 var mndwi = image.normalizedDifference(['SR_B2', 'SR_B5']).rename('MNDWI'); // Xu 2006

 return image.addBands([ndvi,evi2,ndwi,ndwi_veg,mndwi])}


//Importando coleção Landsat 5 SR 1985
var collection = ee.ImageCollection("LANDSAT/LT05/C02/T1_L2")
                  .filterDate('1984-03-16','1986-05-31')
                  .filterBounds(roi)
                  .filter(ee.Filter.lt('CLOUD_COVER',10))
                  .map(maskL5sr)
                  .map(indices)

 //Escolhendo a minha data
//var collection_data =collection.filter(ee.Filtrr.eq('date', '1985-11-14')


// Coleção reduzida
var collection_reduce = collection.median()
print('Bandas', collection_reduce.bandNames())

var collection_reduce_bands
=collection_reduce.select(['NDVI','EVI2','NDWI','NDWI_VEG','MNDWI','SR_B.*'])
print('Bandas selecionadas',collection_reduce_bands)
var bands = collection_reduce_bands.bandNames()

// Visualizando a coleção
Map.addLayer(collection_reduce_bands,{bands:['SR_B3','SR_B2','SR_B1'],min:0.019,
max:0.19},'RGB')
Map.addLayer(contorno, {palette: 'Blue'}, 'Setor Sul');
Map.centerObject(roi,10)

// Criando amostras
var amostrasPDA = collection_reduce_bands.sampleRegions({
collection: PDA,
 scale: 30,
 geometries: true
}).randomColumn('random').limit(1000, 'random', false)

//print('amostra de PDA',amostrasPDA.limit(5))

var amostrasMAD = collection_reduce_bands.sampleRegions({
 collection: MAD,
 scale: 30,
```

```
 geometries: true
}).randomColumn('random').limit(1000, 'random', false)

print('amostra de MAD',amostrasMAD.limit(5))

var amostrasVHA = collection_reduce_bands.sampleRegions({
  collection: VHA,
  scale: 30,
  geometries: true
}).randomColumn('random').limit(1000, 'random', false)

//print('amostra de VHA',amostrasVHA.limit(5))

var amostrasFNA = collection_reduce_bands.sampleRegions({
collection: FNA,
scale: 30,
geometries: true
}).randomColumn('random').limit(1000, 'random', false)

//print('amostra de FNA',amostrasFNA.limit(5))

var amostrasSIL = collection_reduce_bands.sampleRegions({
collection: SIL,
scale: 30,
geometries: true
}).randomColumn('random').limit(1000, 'random', false)

//print('amostra de SIL',amostrasSIL.limit(5))

var amostrasPAS = collection_reduce_bands.sampleRegions({
collection: PAS,
scale: 30,
geometries: true
}).randomColumn('random').limit(1000, 'random', false)

//print('amostra de PAS',amostrasPAS.limit(5))

var amostrasAGR = collection_reduce_bands.sampleRegions({
collection: AGR,
scale: 30,
geometries: true
}).randomColumn('random').limit(1000, 'random', false)

//print('amostra de AGR',amostrasAGR.limit(5))

var amostrasACO = collection_reduce_bands.sampleRegions({
collection: ACO,
scale: 30,
geometries: true
}).randomColumn('random').limit(1000, 'random', false)
```

```
//print('amostra de ACO',amostrasACO.limit(5))
// Juntando as amostras em uma única feature, criando uma variável label
var labels = amostrasPDA.merge(amostrasMAD)
                        .merge(amostrasVHA)
                        .merge(amostrasFNA)
                        .merge(amostrasSIL)
                        .merge(amostrasPAS)
                        .merge(amostrasAGR)
                        .merge(amostrasACO)


// //Criando uma coluna de valor aleatório
labels = labels.randomColumn('random',123)
print('Quantas amostras tenho?', labels.size())

// // Ajuste o parâmetro:
//70% para fazer a classificação e
//30% para testar classificador
var training = labels.filter(ee.Filter.lt('random', 0.7));
var testing = labels.filter(ee.Filter.gte('random', 0.7));

// //Aplicar a classificação
var classifier = ee.Classifier.smileRandomForest({
numberOfTrees: 1000,
//variablesPerSplit: 10,
//bagFraction: 0.7,
//minLeafPopulation: 2,
seed: 123,
}).train(training,'classe',bands)

var classified = collection_reduce_bands.classify(classifier)

// // Exibir as entradas e os resultados.
Map.addLayer(classified,
        {min: 0, max: 7, palette: ['#ccc4c2', '#490ed6', '#83b53a', '#2c8607', '#043f02',
        '#b7b648', '#f6f53e', '#e42601']},
        'Classificação RF', false);

// // Análise Estatística
var areaImage = ee.Image.pixelArea().divide(1e6).addBands(classified);

// // Calculo de área por classe
var areas = areaImage.reduceRegion({
   reducer: ee.Reducer.sum().group({
   groupField: 1,
   groupName: 'classification',
   }),
   geometry: roi,
   scale: 250,
   bestEffort: true,
   maxPixels: 1e13,
```

```
  tileScale:16
  });

var classAreas = ee.List(areas.get('groups'))
print('áreas classificadas em km²',classAreas)

// // //Gráfico por classe
var areaChart = ui.Chart.image.byClass({
image: areaImage,
classBand: 'classification',
region: roi,
scale: 250,
reducer: ee.Reducer.sum(),
classLabels: ['PDA', 'MAD', 'VHA', 'FNA', 'SIL', 'PAS', 'AGR', 'ACO'],
}).setOptions({
hAxis: {title: 'Classes'},
 vAxis: {title: 'Area km²'},
 title: 'Area por classe',
 series: {
  0: { color: '#ccc4c2'},//PDA
  1: { color: '#490ed6'},//MAD
  2: { color: '#83b53a'},//VHA
  3: { color: '#2c8607'}, //FNA
  4: { color: '#043f02'},//SIL
  5: { color: '#b7b648'},//PAS
  6: { color: '#f6f53e'},//AGR
  7: { color: '#e42601'}}//ACO
 });
print(areaChart);

// // //Acurácia
var acuraciaClassificador = testing.classify(classifier)
var matrizConfusao = acuraciaClassificador.errorMatrix('classe','classification')

print('Matriz Confusao',matrizConfusao)
print('Acuracia Geral',matrizConfusao.accuracy())
print('Acuracia Consumidor',matrizConfusao.consumersAccuracy())
print('Acuracia Produtor',matrizConfusao.producersAccuracy())
print('RF error matrix_training: ', classifier.confusionMatrix());
print('RF accuracy_training: ', classifier.confusionMatrix().accuracy());
print('Kappa', matrizConfusao.kappa())

 //Exportar as imagens
Export.image.toDrive({
image: classified,
folder: 'GEE',
description: 'Classificação RF',
region: roi,
scale: 30,
maxPixels: 1e13
})
```

```
Export.image.toDrive({
image: contorno,
folder: 'GEE',
description: 'Setor Sul',
region: roi,
scale: 30,
maxPixels: 1e13})
```

APÊNDICE B – *SCRIPT* DESENVOLVIDO E EXECUTADO NA INTERFACE DO *CODE EDITOR* DISPONÍVEL NA PLATAFORMA DE PROCESSAMENTO EM NÚVEM DO *GOOGLE EARTH ENGINE* PARA A CLASSIFICAÇÃO DA COBERTURA E USO DA TERRA DE 2004

Observação: Para a classificação do ano de 2004, o mesmo *script* foi utilizado. As linhas de código modificadas referem-se apenas ao filtro de data, conforme destacado abaixo.

```
//Importando coleção Landsat 5 SR 2004
var collection = ee.ImageCollection("LANDSAT/LT05/C02/T1_L2")
                  .filterDate('2003-12-01','2004-05-31')

//print('% nuvem:',collection.get('CLOUD_COVER'))

//Escolhendo a minha data
//var collection_data =collection.filter(ee.Filtrr.eq('date', '2004-03-07')
```

APÊNDICE C – *SCRIPT* DESENVOLVIDO E EXECUTADO NA INTERFACE DO *CODE EDITOR* DISPONÍVEL NA PLATAFORMA DE PROCESSAMENTO EM NÚVEM DO *GOOGLE EARTH ENGINE* PARA A CLASSIFICAÇÃO DA COBERTURA E USO DA TERRA DE 2024

```
//Classificação Supervisionada
//Importar shape para definir a ROI
//Criando o Contorno
var empty = ee.Image().byte();
//Contorno da feature
var contorno = empty.paint({
  featureCollection: roi,
  color: 1,
  width: 2
});

//Seleção da coleção
//Aplicando uma máscara de nuvens na coleção landsat/
function maskL8sr(image){
  //  Bit 0 - Fill
   // Bit 1 - Dilated Cloud
   // Bit 2 - Cirrus
   // Bit 3 - Cloud
   // Bit 4 - Cloud Shadow
   // Bit 5 - Snow
    var qaMask = image.select(['QA_PIXEL']).bitwiseAnd(parseInt('111111', 2)) //analisar
                                .eq(0) //2 = Unused //eq = 0 condições claras
    var saturationMask = image.select("QA_RADSAT").eq(0) //Radiometric saturation QA

    // Aplicar os fatores de escala às bandas apropriadas
    var opticalBands = image.select("SR_B.").multiply(0.0000275).add(-0.2)
    var thermalBands = image.select("ST_B.*").multiply(0.00341802).add(149.0)

    // Substituindo as faixas originais pelas escalonadas e aplicando as máscaras.
    return image
       .addBands(opticalBands, null, true)
       .addBands(thermalBands, null, true)
       .updateMask(qaMask)
       .updateMask(saturationMask)
       .clip(roi)
       .copyProperties(image, image.propertyNames()) //copia a propriedade da coleção
       .set({date: image.date().format('YYYY-MM-dd')})
}

//Função dos índices
function indices (image) {
  //Indices de Vegetação
  var ndvi =  image.normalizedDifference(['SR_B5', 'SR_B4']).rename('NDVI');// Rouse 1973
```

```
  var evi = image.expression('2.5 * ((N - R) / (N + (6 * R) - (7.5 * B) + 1))',
  { //Huete 2002
       'N': image.select('SR_B5'), 'R': image.select('SR_B4'), 'B': image.select('SR_B2')}).rename('EVI');
     //Índices de Água
  var ndwi = image.normalizedDifference(['SR_B3', 'SR_B5']).rename ('NDWI'); //Mc Feeters 1996
  var ndwi_veg = image.normalizedDifference(['SR_B5', 'SR_B6']).rename ('NDWI_VEG'); //Gao 1996
  var mndwi = image.normalizedDifference(['SR_B3', 'SR_B6']).rename('MNDWI'); // Xu 2006

  return image.addBands([ndvi,evi,ndwi,ndwi_veg,mndwi])}

//Importando coleção Landsat 8/
var collection = ee.ImageCollection("LANDSAT/LC08/C02/T1_L2")
                    .filterDate('2024-01-01','2024-05-31')
                    .filterBounds(roi)
                    .filter(ee.Filter.lt('CLOUD_COVER',10))
                    .map(maskL8sr)
                    .map(indices)

//Escolhendo a minha data
//var collection_data =collection.filter(ee.Filtrr.eq('date', '2024-03-14')

// Coleção reduzida
var collection_reduce = collection.median()
print('Bandas', collection_reduce.bandNames())

var collection_reduce_bands
=collection_reduce.select(['NDVI','EVI','NDWI','NDWI_VEG','MNDWI','SR_B.*'])
print('Bandas selecionadas',collection_reduce_bands)
var bands = collection_reduce_bands.bandNames()

// Visualizar a coleção
Map.addLayer(collection_reduce_bands,{bands:['SR_B4','SR_B3','SR_B2'],min:0.019,
max:0.19},'RGB')
Map.addLayer(contorno, {palette: 'Blue'}, 'Setor Sul');
Map.centerObject(roi,10)

// Criando amostras
var amostrasPDA = collection_reduce_bands.sampleRegions({
collection: PDA,
 scale: 30,
 geometries: true
}).randomColumn('random').limit(1000, 'random', false)

//print('amostra de PDA',amostrasPDA.limit(5))

var amostrasMAD = collection_reduce_bands.sampleRegions({
 collection: MAD,
 scale: 30,
 geometries: true
}).randomColumn('random').limit(1000, 'random', false)
```

```
print('amostra de MAD',amostrasMAD.limit(5))

var amostrasVHA = collection_reduce_bands.sampleRegions({
  collection: VHA,
  scale: 30,
  geometries: true
}).randomColumn('random').limit(1000, 'random', false)

//print('amostra de VHA',amostrasVHA.limit(5))

var amostrasFNA = collection_reduce_bands.sampleRegions({
collection: FNA,
scale: 30,
geometries: true
}).randomColumn('random').limit(1000, 'random', false)

//print('amostra de FNA',amostrasFNA.limit(5))

var amostrasSIL = collection_reduce_bands.sampleRegions({
collection: SIL,
scale: 30,
geometries: true
}).randomColumn('random').limit(1000, 'random', false)

//print('amostra de SIL',amostrasSIL.limit(5))

var amostrasPAS = collection_reduce_bands.sampleRegions({
collection: PAS,
scale: 30,
geometries: true
}).randomColumn('random').limit(1000, 'random', false)

//print('amostra de PAS',amostrasPAS.limit(5))

var amostrasAGR = collection_reduce_bands.sampleRegions({
collection: AGR,
scale: 30,
geometries: true
}).randomColumn('random').limit(1000, 'random', false)

//print('amostra de AGR',amostrasAGR.limit(5))

var amostrasACO = collection_reduce_bands.sampleRegions({
collection: ACO,
scale: 30,
geometries: true
}).randomColumn('random').limit(1000, 'random', false)

//print('amostra de ACO',amostrasACO.limit(5))
//  Juntando as amostras em uma única feature, CRIANDO UMA VARIÁVEL LABEL!!!!
var labels = amostrasPDA.merge(amostrasMAD)
```

```
                    .merge(amostrasVHA)
                    .merge(amostrasFNA)
                    .merge(amostrasSIL)
                    .merge(amostrasPAS)
                    .merge(amostrasAGR)
                    .merge(amostrasACO)

 // //Criando uma coluna de valor aleatório
labels = labels.randomColumn('random',123)
print('Quantas amostras tenho?', labels.size())

// // Ajuste o parâmetro:
//70% para fazer a classificação e
//30% para testar classificador
//(confiro isso na acurácia depois.)
var training = labels.filter(ee.Filter.lt('random', 0.7));
var testing = labels.filter(ee.Filter.gte('random', 0.7));

// //Aplicar a classificação
var classifier = ee.Classifier.smileRandomForest({
numberOfTrees: 1000,
//variablesPerSplit: 10,
//bagFraction: 0.7,
//minLeafPopulation: 2,
seed: 123,
}).train(training,'classe',bands)

var classified = collection_reduce_bands.classify(classifier)//aqui eu digo que "a minha variável
recebe

// // Exibir as entradas e os resultados.
Map.addLayer(classified,
        {min: 0, max: 7, palette: ['#f2e9e6', '#490ed6', '#83b53a','#2c8607','#043f02',
        '#b7b648', '#f6f53e', '#e42601']},
        'Classificação RF', false);

// // Análise Estatística
var areaImage = ee.Image.pixelArea().divide(1e6).addBands(classified);

// // Calculo de área por classe
var areas = areaImage.reduceRegion({
   reducer: ee.Reducer.sum().group({
   groupField: 1,
   groupName: 'classification',
   }),
   geometry: roi,
   scale: 250,
   bestEffort: true,
   maxPixels: 1e13,
   tileScale:16
   });
```

```
var classAreas = ee.List(areas.get('groups'))
print('áreas classificadas em km²',classAreas)
// // //Gráfico por classe
var areaChart = ui.Chart.image.byClass({
image: areaImage,
classBand: 'classification',
region: roi,
scale: 250,
reducer: ee.Reducer.sum(),
classLabels: ['PDA', 'MAD', 'VHA', 'FNA', 'SIL', 'PAS', 'AGR', 'ACO'],
}).setOptions({
hAxis: {title: 'Classes'},
 vAxis: {title: 'Area km²'},
 title: 'Area por classe',
 series: {
  0: { color: '#f2e9e6'},//PDA
  1: { color: '#490ed6'},//MAD
  2: { color: '#83b53a'},//VHA
  3: { color: '#2c8607'}, //FNA
  4: { color: '#043f02'},//SIL
  5: { color: '#b7b648'},//PAS
  6: { color: '#f6f53e'},//AGR
  7: { color: '#e42601'}}//ACO
 });
print(areaChart);

// // //Acurácia
var acuraciaClassificador = testing.classify(classifier)
var matrizConfusao = acuraciaClassificador.errorMatrix('classe','classification')

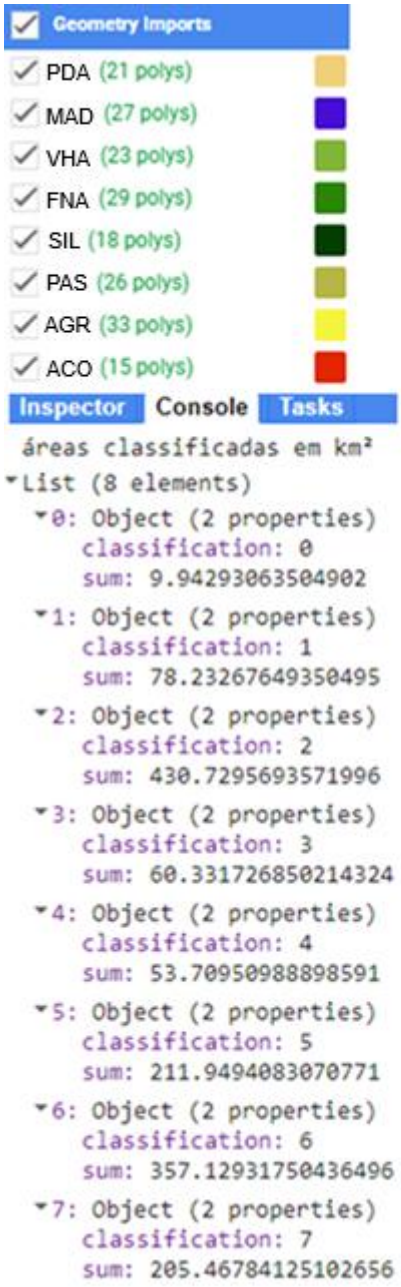
print('Matriz Confusao',matrizConfusao)
print('Acuracia Geral',matrizConfusao.accuracy())
print('Acuracia Consumidor',matrizConfusao.consumersAccuracy())
print('Acuracia Produtor',matrizConfusao.producersAccuracy())
print('RF error matrix_training: ', classifier.confusionMatrix());
print('RF accuracy_training: ', classifier.confusionMatrix().accuracy());
print('Kappa', matrizConfusao.kappa())

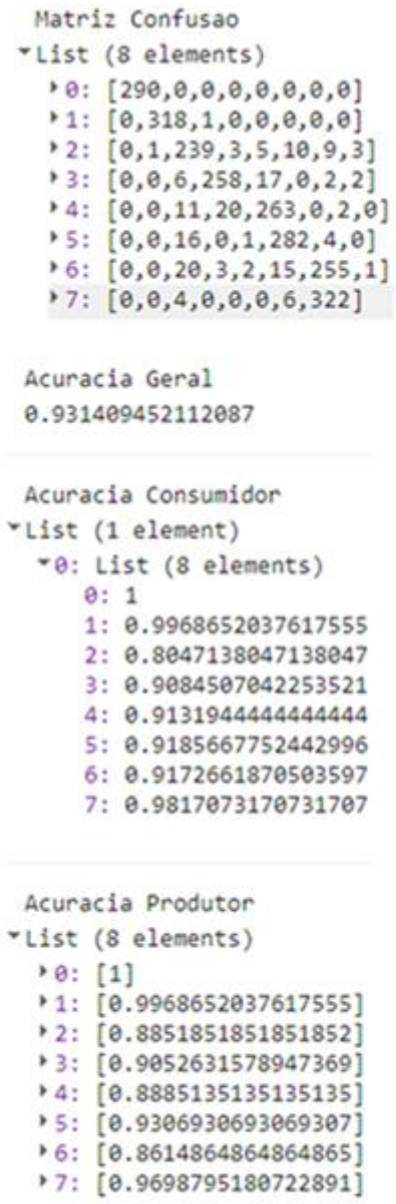
 //Exportar as imagens
Export.image.toDrive({
image: classified,
folder: 'GEE',
description: 'Classificação RF',
region: roi,
scale: 30,
maxPixels: 1e13})
```

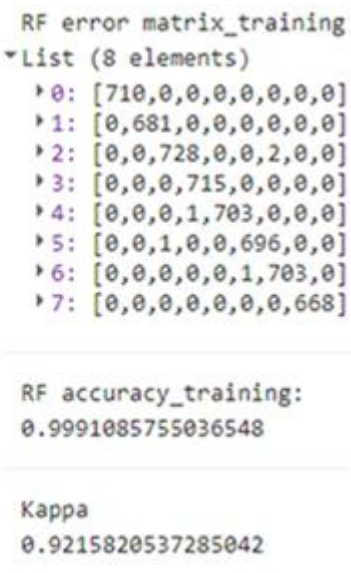
APÊNDICE D – RESULTADOS GERADOS NO *CODE EDITOR* DO *GOOGLE EARTH ENGINE* REFERENTES À CLASSIFICAÇÃO DE 1985



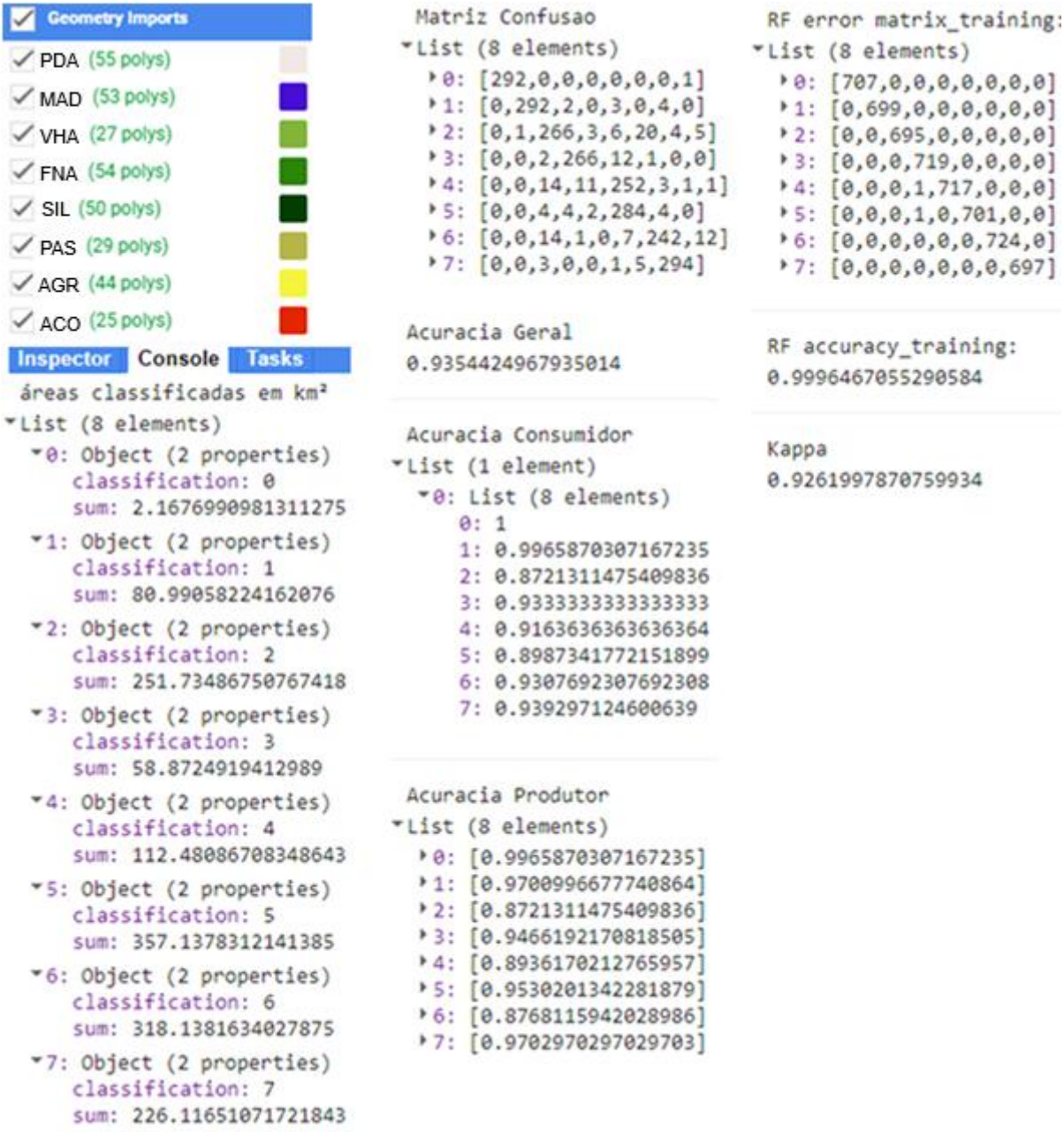
APÊNDICE E – RESULTADOS GERADOS NO *CODE EDITOR* DO *GOOGLE EARTH ENGINE* REFERENTES À CLASSIFICAÇÃO DE 2004







APÊNDICE F – RESULTADOS GERADOS NO *CODE EDITOR* DO *GOOGLE EARTH ENGINE* REFERENTES À CLASSIFICAÇÃO DE 2024



APÊNDICE G – MATRIZES DE CONFUSÃO DOS ANOS DE 1985, 2004 E 2024

MATRIZ DE CONFUSÃO 1985

		Dados de Referência										
		PDA	MAD	VHA	FNA	SIL	PAS	AGR	ACO	TOTAL	Acurácia do Consumidor (%)	Erro de Comissao (%)
Dados da classificação	0 PDA	302	0	0	0	0	0	0	3	305	99.02	0.98
	1 MAD	0	280	0	0	0	0	0	0	280	100.00	0.00
	2 VHA	0	1	274	0	15	8	2	3	303	90.43	9.57
	3 FNA	0	0	5	305	29	0	0	0	339	89.97	10.03
	4 SIL	0	0	4	17	250	1	0	0	272	91.91	8.09
	5 PAS	0	0	18	0	0	286	3	3	310	92.26	7.74
	6 AGR	0	0	2	0	0	1	285	21	309	92.23	7.77
	7 ACO	1	0	6	0	0	1	19	256	283	90.46	9.54
	TOTAL	303	281	309	322	294	297	309	286	2401		
	Acurácia do Produtor (%)	99.67	99.64	88.67	94.72	85.03	96.30	92.23	89.51	2238		
	Erro de Omissao (%)	0.33	0.36	11.33	5.28	14.97	3.70	7.77	10.49			

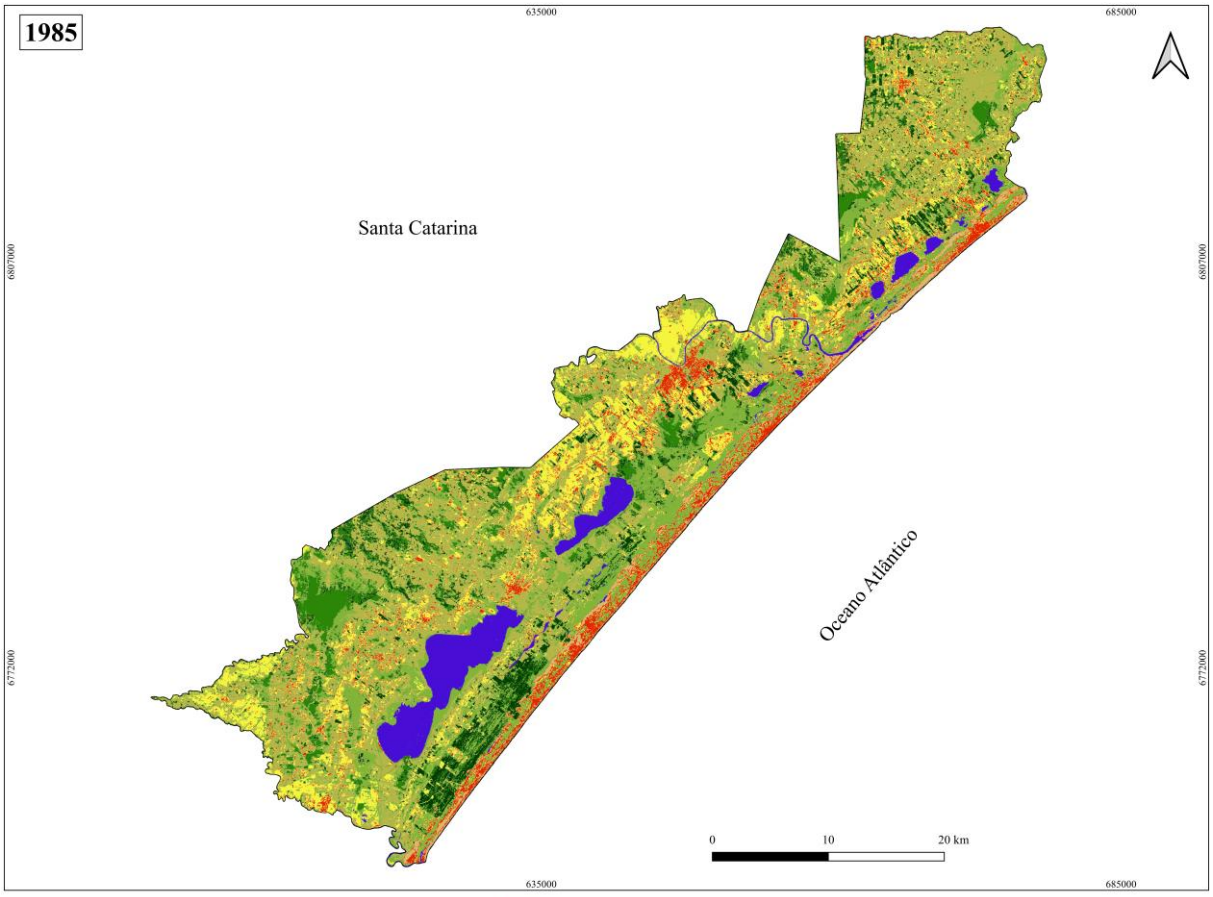
MATRIZ DE CONFUSÃO 2004

		Dados de Referência										
		PDA	MAD	VHA	FNA	SIL	PAS	AGR	ACO	TOTAL	Acurácia do Consumidor (%)	Erro de Comissao (%)
Dados da classificação	0 PDA	290	0	0	0	0	0	0	0	290	100.00	0.00
	1 MAD	0	318	1	0	0	0	0	0	319	99.69	0.31
	2 VHA	0	1	239	6	11	16	20	4	297	80.47	19.53
	3 FNA	0	0	3	258	20	0	3	0	284	90.85	9.15
	4 SIL	0	0	5	17	263	1	2	0	288	91.32	8.68
	5 PAS	0	0	10	0	0	282	15	0	307	91.86	8.14
	6 AGR	0	0	9	2	2	4	255	6	278	91.73	8.27
	7 ACO	0	0	3	2	0	0	1	322	328	98.17	1.83
	TOTAL	290	319	270	285	296	303	296	332	2391		
	Acurácia do Produtor (%)	100.00	99.69	88.52	90.53	88.85	93.07	86.15	96.99	2227		
	Erro de Omissao (%)	0.00	0.31	11.48	9.47	11.15	6.93	13.85	3.01			

MATRIZ DE CONFUSÃO 2024

		Dados de Referência										
		PDA	MAD	VHA	FNA	SIL	PAS	AGR	ACO	TOTAL	Acurácia do Consumidor (%)	Erro de Comissao (%)
Dados da classificação	0 PDA	292	0	0	0	0	0	0	0	292	100.00	0.00
	1 MAD	0	292	1	0	0	0	0	0	293	99.66	0.34
	2 VHA	0	2	266	2	14	4	14	3	305	87.21	12.79
	3 FNA	0	0	3	266	11	4	1	0	285	93.33	6.67
	4 SIL	0	3	6	12	252	2	0	0	275	91.64	8.36
	5 PAS	0	0	20	1	3	284	7	1	316	89.87	10.13
	6 AGR	0	4	4	0	1	4	242	5	260	93.08	6.92
	7 ACO	1	0	5	0	1	0	12	294	313	93.93	6.07
	TOTAL	293	301	305	281	282	298	276	303	2339		
	Acurácia do Produtor (%)	99.66	97.01	87.21	94.66	89.36	95.30	87.68	97.03	2188		
	Erro de Omissao (%)	0.34	2.99	12.79	5.34	10.64	4.70	12.32	2.97			

APÊNDICE H – MAPA DE COBERTURA E USO DA TERRA DA ZCSSC05 DO ANO DE 1985



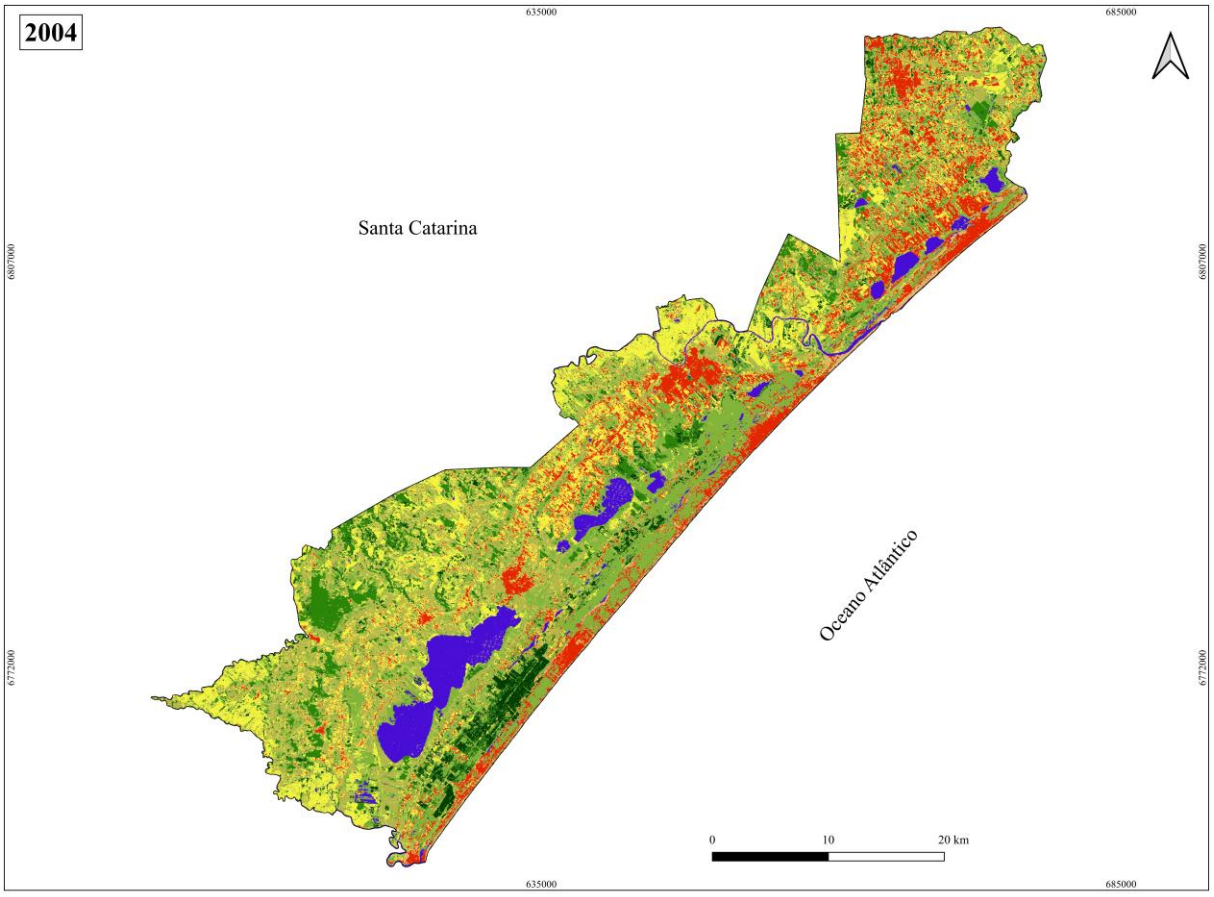
Classe de cobertura e uso da terra (CUT)

- Praia, Duna e Areal (PDA)
- Massa d'Água (MAD)
- Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA)
- Floresta Nativa (FNA)
- Silvicultura (SIL)
- Pastagem (PAS)
- Agricultura (AGR)
- Área Construída (ACO)
- Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05

Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM; Meridiano de Referência 51º W - Fuso 22 S; Datum Horizontal - SIRGAS 2000; Fontes de Dados: IBGE (2022). Elaboração do Mapa: Cristiane Scussel

Fonte: Da autora.

APÊNDICE I – MAPA DE COBERTURA E USO DA TERRA DA ZCSSC05 DO ANO DE 2004



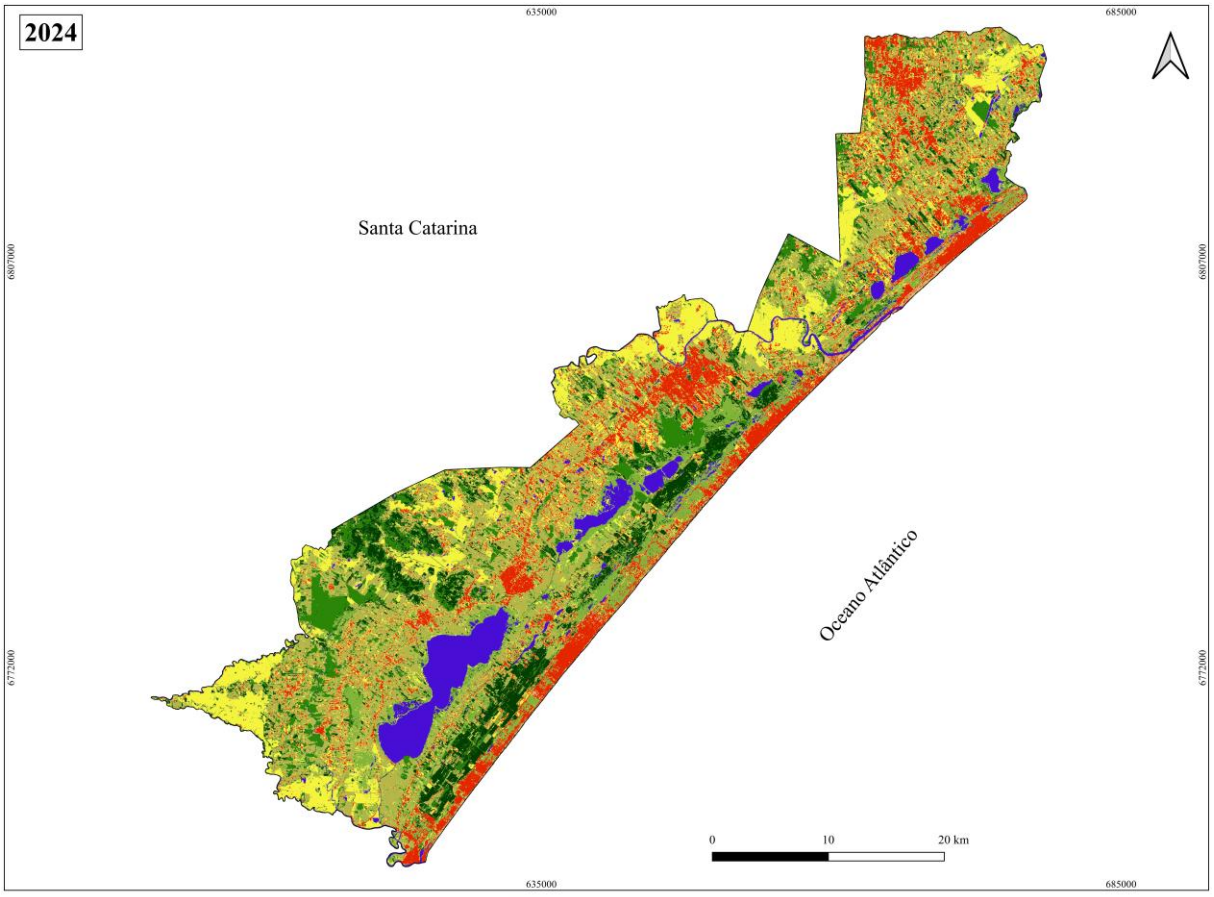
Classe de cobertura e uso da terra (CUT)

- Praia, Duna e Areal (PDA)
- Massa d'Água (MAD)
- Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA)
- Floresta Nativa (FNA)
- Silvicultura (SIL)
- Pastagem (PAS)
- Agricultura (AGR)
- Área Construída (ACO)
- Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05

Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM; Meridiano de Referência 51º W - Fuso 22 S; Datum Horizontal - SIRGAS 2000; Fontes de Dados: IBGE (2022). Elaboração do Mapa: Cristiane Scussel

Fonte: Da autora.

APÊNDICE J – MAPA DE COBERTURA E USO DA TERRA DA ZCSSC05 DO ANO DE 2024



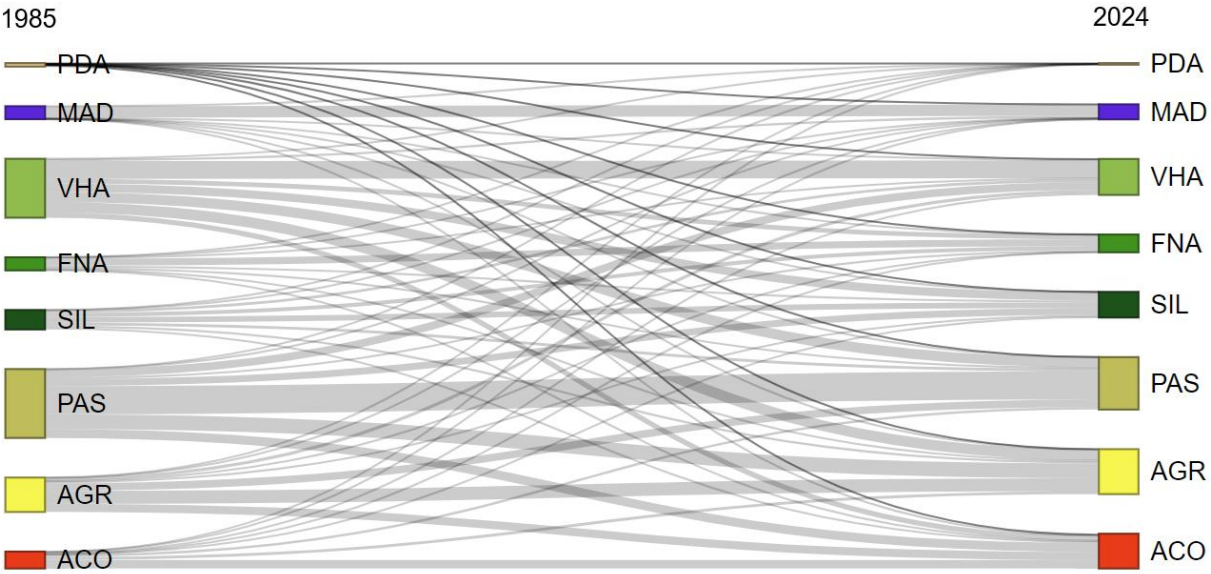
Classe de cobertura e uso da terra (CUT)

- Praia, Duna e Areal (PDA)
- Massa d'Água (MAD)
- Vegetação Herbácea e Arbustiva (VHA)
- Floresta Nativa (FNA)
- Silvicultura (SIL)
- Pastagem (PAS)
- Agricultura (AGR)
- Área Construída (ACO)
- Zona Costeira do Sul de Santa Catarina – Setor 05

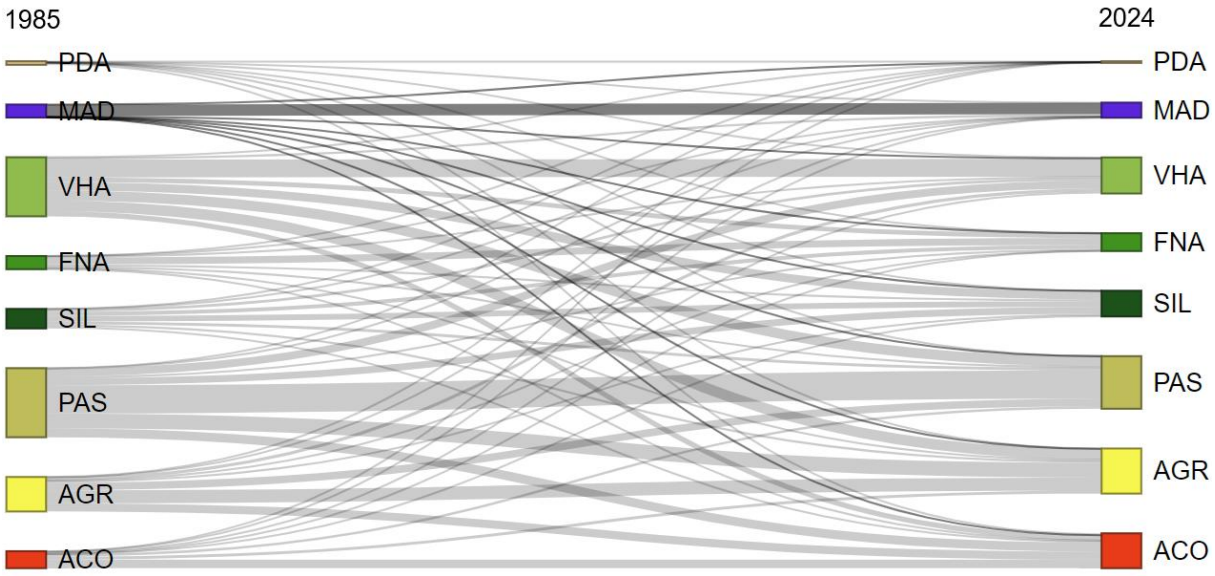
Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM; Meridiano de Referência 51º W - Fuso 22 S; Datum Horizontal - SIRGAS 2000; Fontes de Dados: IBGE (2022). Elaboração do Mapa: Cristiane Scussel

Fonte: Da autora.

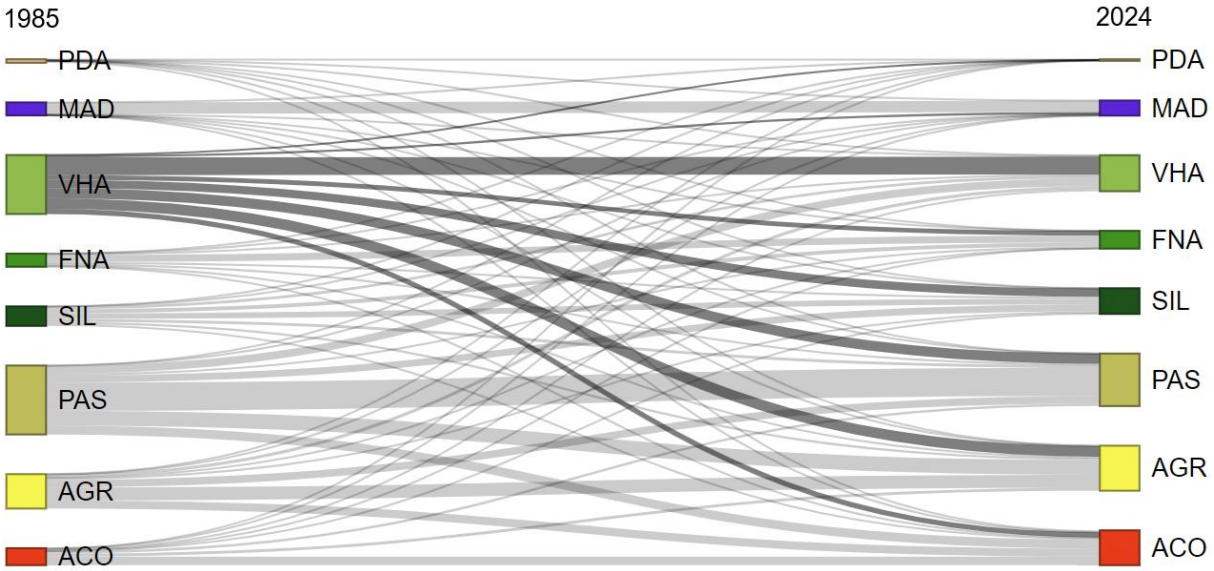
APÊNDICE K – MATRIZ DE CONTINGÊNCIA POR CUT, COM DESTAQUE PARA PRAIA, DUNA E AREAL (PDA)



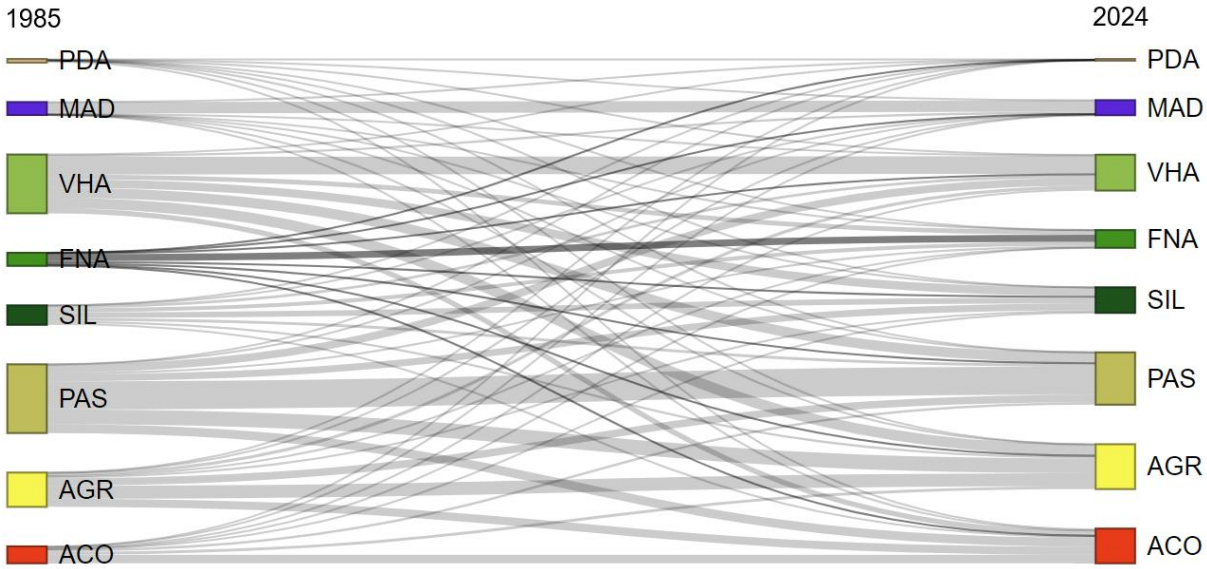
APÊNDICE L – MATRIZ DE CONTINGÊNCIA POR CUT, COM DESTAQUE PARA MASSA D'ÁGUA (MAD)



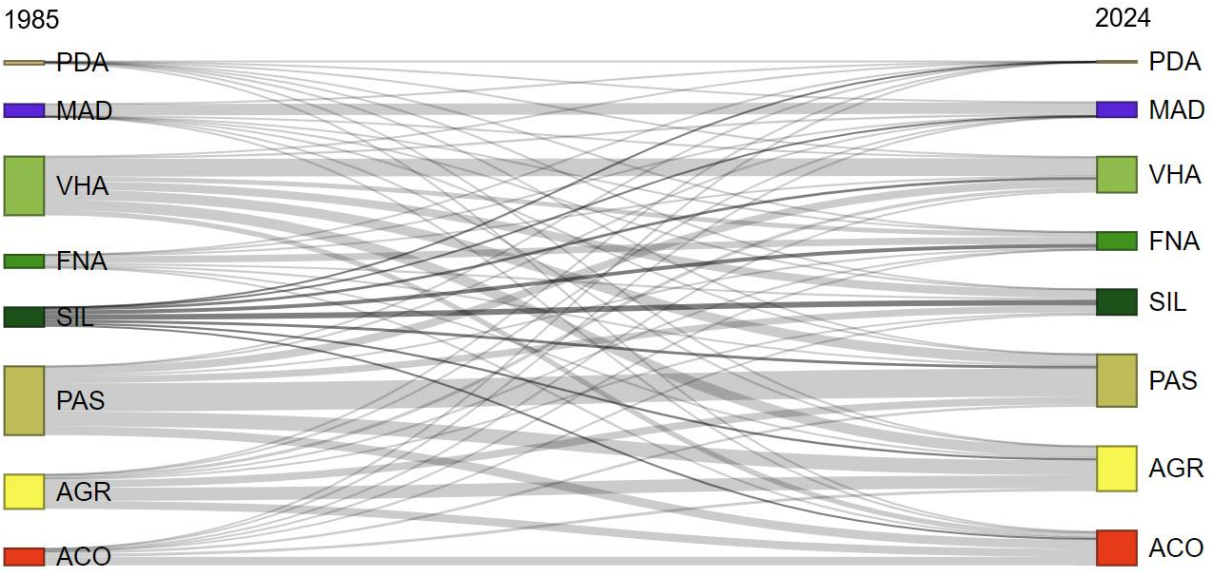
APÊNDICE M – MATRIZ DE CONTINGÊNCIA POR CUT, COM DESTAQUE PARA VEGETAÇÃO HERBÁCEA E ARBUSTIVA (VHA)



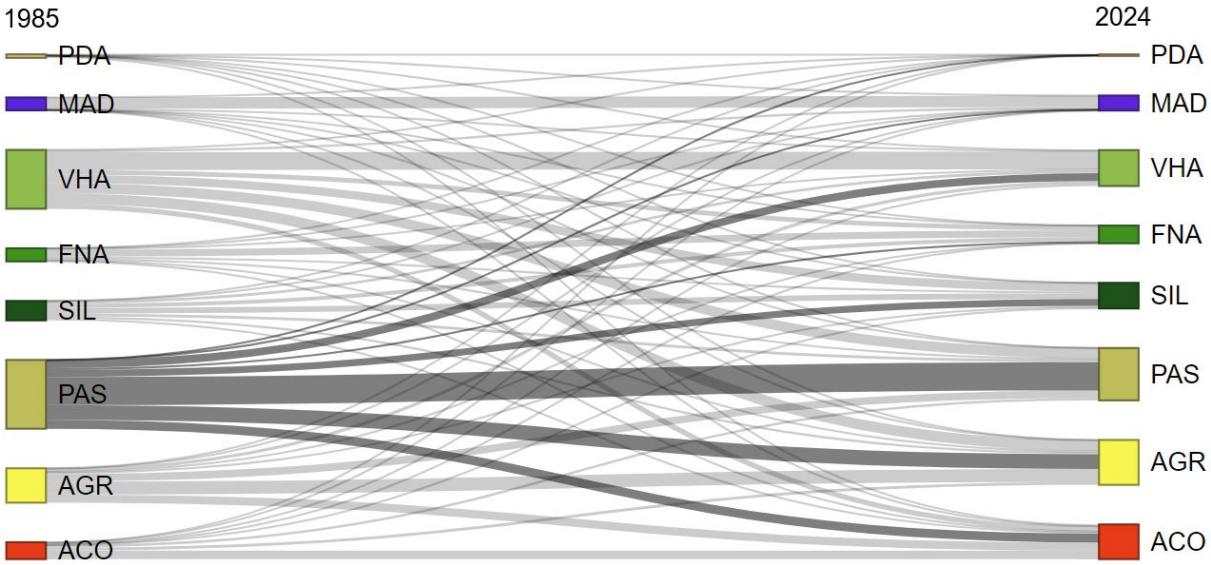
APÊNDICE N – MATRIZ DE CONTINGÊNCIA POR CUT, COM DESTAQUE PARA FLORESTA NATIVA (FNA)



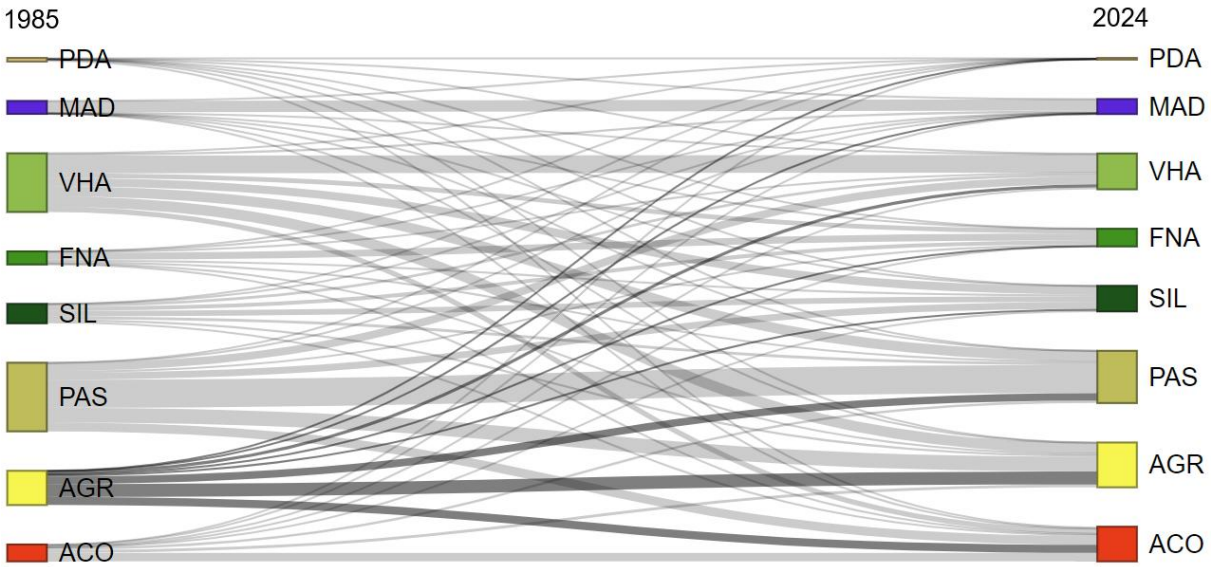
APÊNDICE O – MATRIZ DE CONTINGÊNCIA POR CUT, COM DESTAQUE PARA SILVICULTURA (SIL)



APÊNDICE P – MATRIZ DE CONTINGÊNCIA POR CUT, COM DESTAQUE PARA PASTAGEM (PAS)



APÊNDICE Q – MATRIZ DE CONTINGÊNCIA POR CUT, COM DESTAQUE PARA AGRICULTURA (AGR)



APÊNDICE R – MATRIZ DE CONTINGÊNCIA POR CUT, COM DESTAQUE PARA ÁREA CONSTRUÍDA (ACO)

