

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

MARCELA RIBEIRO E SILVA TEIXEIRA

**A TRÍADE AMBIENTAL: SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS, LEGISLAÇÃO E
CONSERVAÇÃO NA PREVENÇÃO DE DESASTRES NATURAIS**

SÃO CARLOS

2024

MARCELA RIBEIRO E SILVA TEIXEIRA

**A TRÍADE AMBIENTAL: SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS, LEGISLAÇÃO E
CONSERVAÇÃO NA PREVENÇÃO DE DESASTRES NATURAIS**

Tese apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ciências na área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais

Orientador: Dr. José Salatiel Rodrigues Pires

SÃO CARLOS

2025



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado da candidata Marcela Ribeiro e Silva Teixeira, realizada em 18/02/2025.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. José Salatiel Rodrigues Pires (UFSCar)

Prof. Dr. Luciano Elsinor Lopes (UFSCar)

Prof. Dr. Victor Satoru Saito (UFSCar)

Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi (UnB)

Prof. Dr. Marcos Estevan Del Prette (Ministério da Fazenda)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço à Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, que proporcionaram o ambiente acadêmico necessário para o desenvolvimento deste trabalho. Também registro meu agradecimento à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo suporte financeiro e ao Proap (Finance Code 001) sem o qual minha dedicação integral ao doutorado não seria possível. Agradeço à minha esposa Marina, pelo amor, paciência e apoio incondicional em todas as etapas desta jornada, e aos meus pais Mônica e Geraldo, que sempre acreditaram em mim e me ensinaram o valor da educação. À minha família, pelo incentivo constante e pela compreensão em momentos difíceis. Deixo um agradecimento especial Professor Dr. Eraldo Matricardi, cujas orientações e análises de sensoriamento remoto foram cruciais para a qualidade deste trabalho. Também a Dra. Carla Mourão, que com sua expertise em Sistemas de Informação Geográfica (SIG) foi essencial para superar desafios técnicos durante a pesquisa. Agradeço também ao Ms. Guilherme Luis Coletti, por sua valiosa ajuda na correção da parte escrita e gramatical deste trabalho, e ao Dr. Luiz Felipe Maganin, pela análise e revisão criteriosa do capítulo sobre legislação ambiental. Ao meu orientador Salatiel, expresso minha mais sincera gratidão por sua orientação, paciência e dedicação ao longo de todo o processo. Sua confiança e conhecimento foram fundamentais para o desenvolvimento desta tese e para minha formação acadêmica.

A todos vocês, muito obrigado por tornarem esta conquista possível!

“Tire as construções da minha praia

Não consigo respirar

As meninas de mini saia

Não conseguem respirar

Especulação imobiliária

E o petróleo em alto mar

Subiu o prédio eu ouço vaia”

- Russo Passapusso / Mintcho Garrammone

RESUMO

O desenvolvimento predatório do ser humano acelera as mudanças climáticas, que, por sua vez, intensificam eventos extremos naturais, agravados pela degradação ambiental. Do ponto de vista da paisagem litorânea, o rápido crescimento urbano tem comprometido a capacidade das áreas costeiras de responder de forma eficiente a esses eventos, aumentando significativamente sua vulnerabilidade. O litoral catarinense, de alto interesse turístico, fomenta a especulação imobiliária voltada à construção de condomínios, balneários e residências de veraneio, resultando em degradação ambiental e impactos significativos nas Áreas Úmidas Costeiras (AUcos). Como consequência, há uma redução na disponibilidade de serviços ecossistêmicos, gerando prejuízos econômicos, sociais e ambientais. Sendo assim, o presente trabalho busca criar um diagnóstico da paisagem costeira catarinense no que tange aos desastres de inundação, utilizando parâmetros topográficos, pedológicos, de uso e ocupação do solo, precipitação e legislação ambiental. O estudo foi realizado por meio de um cálculo matricial em ambiente SIG, com sobreposição de mapas rasterizados para cada parâmetro. Capazes de mensurar áreas de maior significância hídrica e índice de propensão à inundação, as análises demonstram que a conservação de áreas-chave, como as AUcos, é essencial para a provisão de serviços ecossistêmicos de controle de inundação. Ainda assim, a legislação ambiental brasileira falha ao oferecer proteção eficaz a essas áreas. Portanto, considerar um desenvolvimento urbano que respeite a conservação de áreas naturais responsáveis pela provisão de serviços ecossistêmicos torna-se indispensável para a segurança pública e ambiental.

Palavras-chave: Desastre Natural, Serviço Ecossistêmico, Controle de Inundação, SIG

ABSTRACT

The predatory development driven by human activities accelerates climate change, which in turn intensifies natural extreme events, further exacerbated by environmental degradation. From the perspective of coastal landscapes, rapid urban growth has compromised the ability of coastal areas to respond effectively to extreme events, significantly increasing their vulnerability. The Santa Catarina coastline is of high tourist interest, which fuels real estate speculation aimed at building condominiums, resorts, and vacation homes, resulting in environmental degradation that significantly impacts Coastal Wetlands. Consequently, there is a reduction in the availability of ecosystem services, leading to economic, social, and environmental losses. This study focuses on diagnosing the coastal landscape of Santa Catarina in relation to flood disasters by using parameters such as topography, soil characteristics, land use and cover, precipitation, and environmental legislation. The research employed a matrix calculation in a GIS environment, overlaying rasterized maps for each parameter. The analyses, which highlight areas of greater hydrological significance and flood susceptibility, emphasize that conserving key areas such as coastal wetlands is essential for providing flood control ecosystem services. However, Brazilian environmental legislation falls short in offering adequate protection for these areas. Thus, rethinking urban development while respecting the conservation of natural areas that ensure the provision of ecosystem services becomes indispensable for public and environmental safety.

Key-words: Natural Desasters, Ecosystem Service, Flood Control, GIS

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização das cidades de São José, Palhoça, Santo Amaro da Imperatriz e Ilha de Santa Catarina.....	29
Figura 2. Pontos de coleta de dados pluviométricos e fluviométricos da área de interesse, disponibilizados pela ANA através da extensão no QGIS.....	31
Figura 3. Modelo digital de elevação obtido através do “Open Topography DEM downloader”.	32
Figura 4. Pedologia representada pelo código SiBCS, extraído do portal da EMBRAPA.	33
Figura 5. Índice topográfico de umidade calculado no software QGIS, onde os valores próximos a 28 representam áreas úmidas e com tendência a acúmulo de água, quanto mais baixo, menor essa tendência.	34
Figura 6. Comparativo do uso e ocupação do solo na Grande Florianópolis em um intervalo de 30 anos, de acordo com MAPBIOMAS.	36
Figura 7. Evolução do comparativo entre áreas antropizadas e naturais da área de estudo.	36
Figura 8. Evolução da Significância hídrica entre os anos de 1992 e 2022.	39
Figura 9. Evolução da Legislação Brasileira no que diz respeito as principais leis de proteção de áreas úmidas e matas ciliares, com o ano, o número da lei e descrição. Criado pela autora.	61
Figura 10. Localização das cidades de interesse ao centro e, cidades no extremo sul do estado.	73
Figura 11. Distância Euclidiana entre a área de estudo e as APP’s inseridas em margens de corpos d’água, em metros.....	77
Figura 12. Uso e ocupação do solo, obtido pelo MapBiomias 8.0 para as áreas litoral centro e sul na costa catarinense.....	78
Figura 13. Cenário II: mudança no uso e ocupação adicionando as APP’s de mata ciliar nas áreas de interesse.	80
Figura 14. Macrohabitats presentes dentro das áreas de APP criadas as margens dos corpos d’água do litoral central.....	81
Figura 15. Macrohabitats presentes dentro das áreas de APP criadas as margens dos corpos d’água do litoral sul.	82
Figura 16. Mapa de comparação entre os cenários propostos com a aplicação da fórmula de índice de Propensão a Inundação, sendo: coluna a) litoral centro no cenário I; coluna b) litoral centro no cenário II; coluna c) litoral sul no cenário I; coluna d) litoral sul no cenário I; coluna	

d) litoral sul no cenário II; linha i) precipitação ≤ 400 mm; linha ii) precipitação de 1200 a 1400 mm; linha iii) precipitação ≥ 2600 mm. 83

Figura 17. Gráfico com a área em ha da Propensão de Inundação com diferentes volumes de precipitação, nos Cenários I e II, para o litoral central. 84

Figura 18. Gráfico com a área em ha da Propensão de Inundação com diferentes volumes de precipitação, nos Cenários I e II, para o litoral sul. 85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Parâmetros usados com respectivos peso e pontuação usados na fórmula proposta por Šatalová & Pavol (2017).	35
Tabela 2. Serviços ecossistêmicos identificados nas áreas naturais dentro da área de interesse. 37	
Tabela 3. Comparação da SH entre os anos de 1992 e 2022, com a somatória entre áreas antropizadas e naturais em porcentagem de área total presente em cada classe.	38
Tabela 4. Diagnóstico de perda da malacocultura nas cidades afetadas pela enchente, obtido pela Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca.	45
Tabela 5. Leis, Decretos e Resoluções brasileiras, ano de aprovação e do que dispõem, em ordem cronológica.	58
Tabela 6. Uso e ocupação do solo do litoral centro e sul, com área em ha.	79
Tabela 7. Tabelas separadas por parâmetros, usados na análise de significância hídrica, sendo: i) uso e ocupação do solo estabelecido pelo Mapbiomas; ii) tipo de solo encontrado na área de estudo com o código definido pelo manual do SiBICs com escores de textura e transmissividade; iii) precipitação em milímetros; iv) Declividade em graus; v) Índice de Umidade do Solo já com valores de pixel divididos; vi) índice de qualidade de significância hídrica	102
Tabela 8. SE disponíveis para os macrohabitats identificados na área de estudo.	103

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ANA - Agência Nacional de Águas
- APP - Áreas de Proteção Permanente
- AUs – Áreas Úmidas
- AUcos – Áreas Úmidas Costeiras
- CICES - Common International Classification of Ecosystem Services
- CNZU - Conselho Nacional de Zonas Úmidas
- EM-DAT - The International Disaster Database
- EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
- FIO's - Fecal Indicators Organisms
- INCT-INAU - Instituto Nacional de Ciência e tecnologia em Áreas Úmidas
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia
- IPCC - Intergovernmental Painel of Climate Change
- ISC – Ilha de Santa Catarina
- MEA – Millenium Ecosystem Assessment
- NCF – Novo Código Florestal
- PDM – Plano Diretor Municipal
- PI – Índice de Propensão a Inundação
- PNMR - Política Nacional para os Recursos do Mar
- PNRH - Política Nacional de Recurso Hídrico
- SC - Santa Catarina
- SFBr - Serviço Florestal Brasileiro
- SE – Serviço Ecosystemico
- SH – Significância Hídrica
- SIG – Sistema de Informação Georreferenciada
- TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity
- TWI - Topographic Wetness Index

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
1.1	ESPECULAÇÃO IMOBILIÁRIA	12
1.2	ÁREAS ÚMIDAS COSTEIRAS (AUCOS)	13
1.3	SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS (SE) DAS AUCOS	14
1.4	VALORAÇÃO DOS SE	16
1.5	PERDA DE SE: RELAÇÃO ENTRE ECOSISTEMA E BEM-ESTAR DA HUMANIDADE	16
1.6	REFERÊNCIAS	19
1.7	OBJETIVOS GERAIS	22
	CAPÍTULO I - IMPORTÂNCIA DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS PARA CONTROLE DE INUNDAÇÃO – O CASO DA GRANDE FLORIANÓPOLIS/SC	24
1.8	INTRODUÇÃO	26
1.9	MATERIAIS E MÉTODOS	28
1.9.1	<i>Área de Interesse: São José, Palhoça, Santo Amaro da Imperatriz e Baía Sul da Ilha de Santa Catarina (ISC)</i>	28
1.9.2	<i>Análise remota: macrohabitats associados a baía Sul da ISC</i>	29
1.9.3	<i>Identificação de SE através do sistema CICES v5.1</i>	29
	<i>Análise da significância hídrica da região</i>	30
1.9.4		30
1.10	RESULTADOS	35
1.10.1	<i>Uso e ocupação do solo</i>	35
1.10.2	<i>Classificação dos SE de cada sistema natural</i>	37
1.10.3	<i>Índices de significância hídrica</i>	37
1.11	DISCUSSÃO	39
1.12	CONSIDERAÇÕES FINAIS	47
1.13	AGRADECIMENTOS	47
1.14	REFERÊNCIAS	48
2	CAPÍTULO II - LEGISLAÇÃO AMBIENTAL E SUA IMPORTÂNCIA PARA PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS	55
2.1	LEIS, DECRETOS E RESOLUÇÃO QUE DISPÕEM SOBRE A REGRA DE USO E CONSERVAÇÃO DE MATAS NATIVAS ⁵⁷	
2.2	ANÁLISE DA LEGISLAÇÃO AMBIENTAL NO QUE DIZ RESPEITO À CONSERVAÇÃO DE MATA CILIAR	58
2.3	VARIÂNCIA NA LEGISLAÇÃO AMBIENTAL	63
2.4	CONCLUSÃO	63
2.5	REFERÊNCIAS	65

3	CAPÍTULO III - ÍNDICE DE PROPENSÃO A INUNDAÇÃO – O CASO DO LITORAL CATARINENSE	69
3.1	INTRODUÇÃO.....	71
3.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	72
3.2.1	Área de estudo: litoral centro e litoral sul de Santa Catarina	72
3.2.2	Índice de Propensão de Inundação	73
3.2.3	Diferentes cenários de uso e ocupação do solo: com e sem apps em área consolidada	75
3.3	RESULTADOS.....	77
3.3.1	Cenário I: uso e ocupação do solo sem modificações	77
3.3.2	Cenário II: uso e ocupação do solo, com a criação de APP's em áreas de mata ciliar	79
3.3.3	Análise do Índice de Propensão a Inundação (PI)	82
3.3.4	Litoral Central	83
3.3.5	Litoral Sul	84
3.4	DISCUSSÃO	85
3.5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	91
3.6	REFERÊNCIAS	93
4	CAPÍTULO IV: IMPACTOS DA ESPECULAÇÃO IMOBILIÁRIA NA COSTA E A LEGISLAÇÃO AMBIENTAL.....	97
4.1	REFERÊNCIAS	100
5	ANEXO 1.....	102
6	ANEXO 2.....	103
7	ANEXO 3.....	104

1 INTRODUÇÃO

O litoral brasileiro é mundialmente conhecido por suas exuberantes paisagens compostas por florestas tropicais. Ainda assim, observa-se um crescente processo de urbanização nessas áreas. A beleza cênica e os atrativos naturais do litoral impulsionaram a construção de balneários próximos às praias, resultando em grandes alterações socioambientais e consolidando uma extensa faixa urbanizada no litoral de Santa Catarina (SC). No entanto, a alta demanda por construções nessa região tem reduzido a qualidade ambiental. O impacto antrópico decorrente da mudança no uso e ocupação do solo leva à diminuição da biodiversidade, ou seja, à redução da fauna e flora, além da contaminação dos recursos hídricos (REIS, 2010).

Assim como a expansão urbana, a atividade agrícola também provoca grandes prejuízos à paisagem. Zedler (2003), entre outros autores, destaca o declínio da biodiversidade quando as atividades agrícolas fragmentam os habitats da vegetação e da vida selvagem, reduzem ou erradicam espécies sensíveis, facilitam a expansão e o estabelecimento de espécies invasoras e homogeneizam a microtopografia. Afinal, a conectividade entre fragmentos de macro-habitats é fundamental para a dispersão e recolonização de espécies, principalmente em áreas de restauração. Esses e outros fatores também são essenciais para garantir locais adequados para a criação de ninhos e desova de espécies migratórias, muito comuns em áreas úmidas (AUs).

O ecossistema natural é parte essencial de todo ambiente utilizado pelo ser humano. Sistemas ecológicos selvagens, como rios, oceanos e florestas, são capazes de produzir bens indispensáveis para nossa existência (ODUM e HEALD, 1972). De acordo com Viglizzo *et al.* (2011), os processos ecossistêmicos fornecem ativos naturais que, por sua vez, estimulam funções responsáveis por serviços dos quais somos dependentes.

Mitsch e Gosselink (2000) associam as funções das áreas úmidas (AUs) aos valores obtidos a partir dos serviços ecossistêmicos disponíveis, destacando que tais valores possuem alto potencial de duração, contrastando com a agricultura moderna e a atividade industrial/comercial, que são insustentáveis e esgotam recursos naturais, como o solo e os combustíveis fósseis. Consequentemente, quando as AUs são perdidas em prol do desenvolvimento, a perda de suas funções e valores torna-se irreversível.

De acordo com Hauser *et al.* (2015), a discussão sobre o gerenciamento das AUs deve considerar os valores dos serviços ecossistêmicos disponíveis, com suporte de análises de sensoriamento remoto, tornando a recuperação dessas áreas e os investimentos financeiros mais eficazes. Dessa forma, evidencia-se a relevância do presente trabalho ao trazer a valoração dos

serviços ecossistêmicos por meio de uma análise da paisagem, tendo como ferramenta o Sistema de Informação Georreferenciada (SIG).

1.1 ESPECULAÇÃO IMOBILIÁRIA

Quando se discute a ocupação da costa brasileira, é fundamental abordar as "ilhas de calor urbano", um fenômeno associado ao aumento da temperatura em centros urbanos. Esse efeito apresenta maior magnitude em áreas metropolitanas do que em regiões circundantes, devido à presença de materiais que retêm calor e à redução do resfriamento evaporativo, provocada pela falta de vegetação e corpos d'água. Esse cenário exacerba eventos extremos no contexto do aquecimento global (MARENGO *et al.*, 2016).

O litoral catarinense caminha para tornar-se uma "ilha de calor". Desde a década de 1950, vem se transformando em uma região de grande interesse turístico, abrangendo uma faixa de 561 km, entre a foz do Rio Saí Guaçú, no Paraná, e a foz do Rio Mampituba, na divisa com o Rio Grande do Sul. Esse processo se intensificou a partir da década de 1970, com a construção da BR-101. Além disso, a região passou por uma transição, deixando de ser predominantemente agrícola para ser ocupada por centros urbano-turísticos, consolidando um modelo de crescimento baseado tanto na ocupação formal quanto na informal (REIS, 2010).

De acordo com Burguer (2000), a principal atividade responsável pela mudança no uso e ocupação do solo entre o litoral norte do Rio Grande do Sul e Santa Catarina está relacionada à expansão urbana.

De acordo com Reis (2010):

“[...] a área costeira catarinense teve uma ocupação que remonta ao Brasil colonial, quando se consolidaram suas primeiras cidades e sua paisagem foi significativamente alterada pela ocupação agrícola, fruto dos sucessivos processos de colonização. O crescimento turístico tem refletido, em maior ou menor escala, a influência dessa ocupação: os primeiros núcleos urbanos constituíram a base da rede urbana do estado; as formas estabelecidas com o uso rural do território, em especial o parcelamento agrícola da terra, permanecem nas ocupações contemporâneas.” (p. 4)

Uma imagem comum encontrada no litoral catarinense é o modelo urbano que mescla o lazer e a produção (REIS, 2010).

Devido ao alto crescimento urbano, as áreas costeiras vêm perdendo a capacidade natural de responder de maneira eficaz a eventos extremos, aumentando, assim, sua vulnerabilidade. As infraestruturas de engenharia costeira, a expansão da ocupação humana e outras atividades socioeconômicas intensificaram a susceptibilidade das zonas costeiras aos processos oceânicos, fenômenos que frequentemente resultam em danos físicos, sociais, patrimoniais e, conseqüentemente, econômicos (PAULA *et al.*, 2015). Além disso, as cidades costeiras enfrentam um agravante em eventos extremos, pois somam-se as enchentes com a fase de maré de sizígia (MARENGO *et al.*, 2016).

O rápido crescimento populacional e a expansão urbana têm ocorrido sem um planejamento integrado eficaz, que deveria unir esforços individuais em um projeto coletivo para a cidade. A fragilidade dos planos e dos mecanismos de controle em vigor tem levado a diversos problemas urbanos e ambientais. Esses problemas incluem a degradação dos ecossistemas naturais, a poluição dos corpos d'água, a deterioração das condições de balneabilidade, a escassez de água potável, a falta de infraestrutura adequada para saneamento e transporte, e o trânsito desordenado durante as temporadas de veraneio (REIS, 2010).

1.2 ÁREAS ÚMIDAS COSTEIRAS (AUCOS)

Áreas Úmidas (AUs) fazem parte da interface terrestre-aquática, geralmente encontradas em uma posição topográfica baixa, que favorece o recebimento de água, propágulos e sedimentos levados da encosta (CLARKSON *et al.*, 2013; NUNES DA CUNHA; PIEDADE; JUNK, 2014).

De acordo com a Convenção de Ramsar, as AUs podem ser definidas como: continentais (representando 90%) ou costeiras (representando 10%), naturais ou artificiais, permanentes ou periódicas. No caso das costeiras, foco deste estudo, essas áreas apresentam diferentes graus de salinidade, com pulsos de inundação provenientes tanto de chuvas que se alternam em ciclos de seca e cheia (ou seja, são sazonais), quanto de pulsos de maré (Junk *et al.*, 2015).

Embora representem 10% das AUs, as AUCos são grandes provedores de serviços (NUNES DA CUNHA *et al.*, 2014). Elas podem ser encontradas em todos os 6 continentes, até mesmo próximas a temperaturas polares, no entanto, estão sendo reduzidas drasticamente devido à alta pressão populacional, que reflete a mudança climática e o aumento no nível do mar (PERILLO *et al.*, 2009).

A classificação de uma área serve como ferramenta para estudar e orientar planos e projetos de manejo para conservação de áreas com interesse ecológico (NEIFF, 2014).

Burger (2000) rememora a situação das AUs anos atrás, quando eram consideradas insalubres e improdutivas economicamente, e que ainda necessitavam de saneamento. Para os tomadores de decisões, o saneamento de tais áreas significaria transformar o ambiente em aterros, campos de produção e construção civil através da drenagem da água. Depois de muitos anos de pesquisa e aprimoramento do conhecimento, ficou evidente a importância, tanto ambiental quanto econômica, desse ecossistema para a sociedade. No entanto, tais conceitos são considerados relativamente novos e ainda não atingiram os responsáveis por políticas públicas de proteção ao meio ambiente, gerando uma série de impactos que levaram à redução drástica da área total.

O uso exclusivo de componentes abióticos para caracterização de AUs, como, por exemplo, características físicas, químicas e geográficas, não é satisfatório. Devido à alta possibilidade combinatória de espécies e à grande capacidade biogênica, especialmente em climas tropicais e subtropicais, considerar os fatores bióticos torna-se necessário. Tais componentes apresentam grande capacidade de condicionar processos (dominantes) capazes de determinar ou possibilitar o sucesso de outras espécies, além de refletirem na fisionomia da paisagem (NEIFF, 2014). Ainda de acordo com o autor recém citado: "[...] la diferenciación de humedales es más apropiada cuando considera la existencia o no de bioformas o de elementos del paisaje que condicionan su funcionamiento.", ou seja, "[...] a diferenciação das AUs é mais apropriada quando considera a existência ou não de bioformas ou de elementos da paisagem que condicionam sua forma" (tradução própria).

As AUCos têm um fluxo de vazão da água predominante no sentido horizontal, com valores de entrada, saída e acumulação constantes, o que torna o ambiente mais previsível para os organismos (NEIFF, 2014).

1.3 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS (SE) DAS AUCOS

De acordo com o Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (MEA, 2005), a interação entre as unidades funcionais do ecossistema, tanto bióticas quanto abióticas, é capaz de fornecer uma variedade de benefícios para as pessoas, onde define tais benefícios como serviços, conforme segue:

“Os serviços de produção ou provisão são os bens que se obtêm dos ecossistemas tais como alimento, combustível, fibras, água potável, e recursos genéticos. Os serviços de regulação são os benefícios que se obtêm da regulação de processos dos ecossistemas, inclusive a manutenção da qualidade do ar, regulação do clima, controle da erosão,

regulação de doenças humanas e purificação da água. Os serviços culturais são os benefícios não materiais que as pessoas obtêm dos ecossistemas através de enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, e experiências de reflexão, de recreação e estéticas. Serviços de suporte são aqueles que são necessários para a produção de todos os outros serviços de ecossistemas, como a produção primária, a produção de oxigênio, e a formação de solo.” (p. 32)

As AUCos normalmente estão localizadas em áreas com topografia baixa, funcionando como bacias de retenção de água, o que colabora com a redução de possíveis inundações, além de diminuir a velocidade da água com fluxo destrutivo. Por esse motivo, os autores as comparam com uma esponja (ROMAN e GOOD, 1983). Clarkson *et al.* (2013) complementam que sua posição permite o acúmulo e sedimentação de materiais, fazendo o papel de filtro e disponibilizando água com melhor qualidade para animais selvagens, peixes e pessoas. Além disso, sua baixa profundidade, rica em nutrientes, favorece o crescimento de espécies vegetais, fornecendo habitat e alimento para diversas espécies da fauna, incluindo aves migratórias.

Aus no geral, desempenham diversas funções capazes de mitigar desastres naturais como inundações, além de reter poluentes e recarregar aquíferos (GUASSELLI & SIMIONI, 2017). Na pesquisa feita em Nova Jersey Pinelands por Roman e Good (1983), já se discutia o processo de retenção e remoção do excesso de nutrientes provenientes de "[...] fluxo de água subterrânea contendo contaminantes de sistemas sépticos e aterros, excesso de nutrientes e poluentes associados de escoamento agrícola e urbano ou a introdução de contaminantes por precipitação" (p. 21), oferecendo a manutenção da qualidade da água através das AUs, que ocorre devido às características do solo inundado e com substratos orgânicos e anaeróbios, com potencial para retenção e armazenamento de nutrientes.

Os recursos recreativos disponíveis nas AUs proporcionam lazer, onde a captura e pesca, observação de aves, trekking, piqueniques e canoagem são alguns exemplos que podem ser citados, considerados serviços culturais. Além disso, as AUs servem como escola ao ar livre, onde qualquer pessoa pode desenvolver projetos de educação ambiental até pesquisas mais refinadas de nível superior. Esse valor sociocultural de caráter qualitativo torna difícil estabelecer um valor, mas sensibiliza o público a respeito da necessidade de sua conservação (ROMAN e GOOD, 1983). No estudo de Teixeira (2020), considerando apenas alguns dos macrohabitats que compõem as AUCos, foi possível encontrar 42 serviços disponíveis para a população, entre eles: alimento; matéria prima; moderação de distúrbios; regulação do fluxo

d'água; berçário natural; tratamento de esgoto; regulação do clima; ciclagem de nutrientes; entre outros. Fica claro, portanto, que são áreas de grande capacidade de provisão de serviços.

1.4 VALORAÇÃO DOS SE

As AUCos são de grande importância econômica, social e ambiental por apresentarem diversos Serviços Ecossistêmicos (Junk *et al.*, 2015), como foi apresentado acima. Sendo assim, representam benefícios essenciais, de forma direta ou indireta, sendo responsáveis pelos estoques de capital natural, ou seja, parte do valor econômico total do planeta (COSTANZA *et al.*, 1997).

A valoração monetária do SE é uma forma de estimar os benefícios de tais serviços oferecidos para a sociedade, que está intimamente relacionada com o estado do meio. Se o ecossistema é destruído, com ele perdemos os serviços, e os ganhamos parcialmente caso seja restaurado (DE GROOT *et al.*, 2012). Porém, do ponto de vista econômico, o trabalho de Clarkson e colaboradores (2013) conclui que as AUs que passaram por um processo de restauração apresentam serviços “deficientes”, com um valor econômico inferior em comparação aos serviços prestados por uma AU sem intervenção.

Mitsch e Gosselink (2000) ressaltam que as AUs realizam diversos processos simultaneamente, o que leva ao fornecimento de valores aos seres humanos. Os autores ainda usam o termo “recompensa econômica” para explicar o valor dos serviços disponíveis para indivíduos que ocupam essas áreas, mas com maior concentração de provisão de serviços para a população em geral, onde a responsabilidade pela proteção dessas áreas volta-se para o poder público em conjunto com o setor privado.

Valorar permite explorar uma análise quantitativa dos SE, além de tornar visíveis as externalidades positivas e negativas da mudança do ecossistema, como também quantificar a importância econômica e social do ecossistema (DE GROOT *et al.*, 2012).

Para os serviços culturais, Roman e Good (1983) comentam: “A avaliação do valor cultural relativo das AUs depende frequentemente de percepções qualitativas e não científicas; especialmente quando se trata dos valores sócio-culturais.” (tradução própria, p. 41).

1.5 PERDA DE SE: RELAÇÃO ENTRE ECOSSISTEMA E BEM-ESTAR DA HUMANIDADE

As mudanças ambientais impactam não só o ecossistema, mas a população, que perde bem-estar material, qualidade da saúde, liberdade de escolha, segurança, além de enfraquecer as

relações sociais. Isso acontece devido ao impacto sobre os serviços de produção, que afetam os serviços de provisionamento, como alimento, gerando disputa por recursos em declínio. Também afeta os serviços de regulação, responsáveis por controlar a frequência e o tamanho das enchentes, deslizamentos de terra, secas, entre outras catástrofes. Dentro dos serviços culturais, a perda de atributos cerimoniais ou espirituais presentes no ecossistema leva ao enfraquecimento das relações sociais (MEA, 2005).

Ainda, Reis (2010) comenta que a individualidade da população reflete no crescimento urbano e no rápido aumento populacional em uma estrutura coletiva representada pela cidade, tornando planos de crescimento urbano frágeis, o que acarreta impactos negativos tanto para a população quanto para o meio ambiente, como, por exemplo: contaminação de corpos d'água, falha no sistema de saneamento e transporte, trânsito caótico nas estações quentes, ou seja, degradação do ecossistema.

Quando se fala em "bem-estar", é o mesmo que citar materiais básicos para uma vida de qualidade, como os serviços de provisão e regulação, tais como: alimento e fibras; purificação da água e retenção de enchentes. Esses mesmos serviços também são de grande importância para a saúde de uma população. Afinal, a falta de vegetação para o tratamento da água oferece à população água contaminada, ou então, alimentos de baixa qualidade carregam consigo patógenos transmissores de doenças (MEA, 2005).

O aumento da malha urbana leva à diminuição de AUs, o que resulta no aumento do risco de inundação (ROMAN e GOOD, 1983). É sabido que a elevação do nível do mar é uma das respostas às mudanças ambientais, sendo assim, o grupo mais afetado são as pessoas que vivem na costa. De acordo com o IBGE, 40% da população catarinense encontra-se na porção litorânea do estado, ou seja, quase metade da população do estado pode ser impactada negativamente com a mudança do uso e ocupação das cidades litorâneas do estado (IBGE, 2012).

A estabilidade do sistema está relacionada com a rede de interações que definem os processos essenciais para manter a estabilidade. Sendo assim, para definir áreas de reserva e determinar o grau de impacto que certo distúrbio pode causar, é indispensável conhecer a área no contexto ecológico-geográfico (NEIFF, 2014).

Em 2012, o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU) criou um consórcio de cientistas de alto nível para tratar de assuntos de AUs em nível político-científico, assim como assistir o governo com recomendações sobre políticas públicas de AUs, como, por exemplo, a colaboração com o Conselho Nacional de Zonas Úmidas (CNZU – MMA), onde os membros de tal consórcio são os autores do trabalho realizado em 2015 com Junk e colaboradores. Tal consórcio considera que os pulsos de inundação das AUs necessitam

de flutuação do nível de água, e são capazes de auxiliar na contenção de situações extremas, através de seu efeito de absorção de água da paisagem. Junk *et al.* (2015) ainda ressaltam que:

[...]catástrofes econômicas e sociais também não acontecem durante inundações e secas normais, ou no “nível regular”, mas sim em situações extremas. Entretanto, de acordo com as previsões do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), estas situações extremas vão ocorrer no futuro mais frequentemente, frente as mudanças climáticas prognosticadas.

1.6 REFERÊNCIAS

- BURGER, M.I. (2000). Situação e Ações Prioritárias para a Conservação de Banhados e Áreas Úmidas da Zona Costeira. Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da biodiversidade da Zona Costeira e Marinha, Porto Seguro. 60 p.
- CLARKSON, B. R.; AUSSEIL, A. E.; GERBEAUX, P. (2013). Wetland Ecosystems Services. Ecosystem services in New Zealand - conditions and trends, n. Table 1, p. 192–202.
- CONSTANZA, R.; d'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; KARIN, L.; NAEEM, S.; O'NEIL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; BELT, M. V. D. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. vol. 387, maio.
- DE GROOT, R.; BRANDER, L.; PLOEG, S. V.; COSTANZA, R.; BERNARD, F.; BRAAT, L.; CHRISTIE, M.; CROSSMAN, V.; GHERMANDI, A.; HEIN, L.; SALMAN, H.; KUMAR, P.; MCVITTIE, A.; PORTELA, R.; RODRIGUEZ, L. C.; BRINK, P.; BEUKERING, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, v. 1, n. 1, p. 50–61.
- GUASSELLI, L. A., & SIMIONI, J. P. D. (2017). Conceituação de áreas úmidas. *Boletim Geográfico Do Rio Grande Do Sul*, 30, 33–47. Disponível em: <<https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/174964/001064812.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 19/08/2020
- HAUSER, S.; MEIXLER, M. S.; LABA, M. (2015). Quantification of Impacts and Ecosystem Services Loss in New Jersey Coastal Wetlands Due to Hurricane Sandy Storm Surge. *Wetlands*, v. 35, n. 6, p. 1137–1148.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2012). IDS: indicadores de desenvolvimento sustentável. Brasil: IBGE.
- JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, F.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; NUNES DA CUNHA, C.;

- MALTCHIK, L.; SCHONGART, J.; SHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A. A.; & NOBREGA, R. L. B. (2015). Definição e classificação das áreas úmidas (AUs) Brasileiras: base científica para uma nova política de proteção e manejo sustentável. Instituto Nacional de Ciências e Tecnologia em Áreas Úmidas – INAU. Centro de pesquisa do Pantanal.
- MARENGO, J. A.; SCARANO, F. R.; KLEIN, A. F.; SOUZA, C. R. G.; CHOU, S. C. (2016). Impacto, vulnerabilidade e adaptação das cidades costeiras brasileiras às mudanças climáticas: Relatório especial do painel brasileiro de mudanças climáticas
- MEA. (2005). Millennium ecosystem assessment. Ecosystems and human wellbeing: a framework for assessment. *Avaliação Do Milênio Dos Ecossistemas*, 32. <https://doi.org/Doi.10.1002/Jmri.21656>
- MITSCH, W. J., & GOSSELINK, J. G. (2000). The Values of Wetlands : Landscapes and Institutional Perspectives. *Ecological Economics*, 35(200), 25–33. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00759.x>
- NEIFF, J. J. (2014). Humedales de la Argentina : sinopsis , problemas y perspectivas futuras. *Centro de Ecologia Aplicada. CECOAL*, 30.
- NUNES DA CUNHA, C. N., PIEDADE, M. T. F., & JUNK, W. J. (Eds.). (2014). *Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats*. EdUFMT.
- ODUM, W. E., & HEALD, E. J. (1972). Trophic analyses of an estuarine mangrove community. *Bulletin of Marine Science*, 22(3), 671-738.
- PAULA, D. D., MORAIS, J. O., FERREIRA, O., & DIAS, J. A. (2015). Análise histórica das ressacas do mar no litoral de Fortaleza (Ceará, Brasil): origem, características e impactos. PAULA, D. P; DIAS, JA *Ressacas do mar: temporais e gestão costeira. Fortaleza: Premius*, 173-201.
- PERILLO, G. M. E., WOLANSKI, E., CAHOON, D. R., & HOPKINSON, C. S. (2009). Coastal Wetlands An Integrated Ecosystem Approach. In *Elsevier*.

<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53103-2.00022-3>

REIS, A. F. (2010). Crescimento Urbano-Turístico , Meio Ambiente e Urbanidade do litoral catarinense. *I Encontro Nacional Da Associação Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação Em Arquitetura e Urbanismo*.

ROMAN, C. T., & GOOD, R. E. (1983). *Wetlands of the New Jersey Pinelands: Values, functions, impacts and a proposed buffer delineation model*. 129. <https://doi.org/10.7282/T3TM78XT>

TEIXEIRA, M. R. S. (2020). Identificação e classificação de áreas úmidas costeiras relacionadas à valoração de seus serviços ecossistêmicos na ilha de Santa Catarina (Florianópolis) – BRASIL. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Paulo. Disponível em: < <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/13198>>. Acesso em: 31/08/2020.

VIGLIZZO, ERNESTO F., FEDERICO C. FRANK, LORENA V. CARREÑO, ESTEBAN G. JOBBAGY, HERNAN PEREYRA, JONATHAN CLATT, DANIEL PINCÉN, AND M. FLORENCIA RICARD. (2011). Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global change biology*, 17(2), 959-973.

ZEDLER, J. B. (2003). Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale. *Front Ecol Environ*, v. 1, n. 2, p. 65–72.

1.7 OBJETIVOS GERAIS

O alto interesse turístico em praias litorâneas, como o caso do litoral catarinense, incentiva a especulação imobiliária para a construção de condomínios, balneários e casas de veraneio. No entanto, essa região apresenta AUs costeiras e outros macrohabitats com grande importância para a provisão de serviços ecossistêmicos e manutenção da biodiversidade de áreas adjacentes.

O ser humano está intimamente relacionado com os SE disponibilizados pela natureza. Ainda que renegue sua essência natural, para existir, é necessário a provisão de bens e serviços que só serão ofertados em um ambiente equilibrado e biodiverso. Para manter a qualidade do meio, o uso sustentável é indispensável, e para isso, políticas públicas que almejam a conservação de áreas com grande interesse ecológico, tais como as AUCos, devem ser discutidas e implementadas. No entanto, reconhecer áreas com maior urgência de conservação demanda entendimento da paisagem e de seu funcionamento como um todo, relacionado às áreas adjacentes.

Com a expansão do mercado imobiliário no litoral catarinense, levou à degradação do meio, principalmente das AUCos. Consequentemente, acarreta na diminuição de serviços ecossistêmicos disponíveis, que geram ônus econômicos, sociais e ambientais.

Para tanto, foi produzido um diagnóstico de uma Área de Interesse situada na RH 8 nos municípios de São José, Palhoça, Santo Amaro da Imperatriz e a chamada Baía Sul da Ilha de Santa Catarina (ISC) e RH 10 nos municípios de Sombrio, Balneário Gaivota, Santa Rosa do Sul, Passo de Torres e São João do Sul, usando como parâmetros: i) modelo digital topográfico; ii) pedologia; iii) uso e ocupação do solo; iv) índice topográfico de umidade; v) índices de precipitação e vi) legislação ambiental brasileira.

Com tais parâmetros, foi definido como objetivo específico:

- 1) Avaliar influência da mudança do uso e ocupação do solo, relacionado ao escoamento hídrico;
- 2) Avaliação do impacto socioeconômico frente a desastres de inundação;
- 3) Avaliação da funcionalidade da legislação ambiental brasileira, frente a garantia de provisão de SE com capacidade de controle de desastres naturais;
- 4) Desenvolver um Índice de Propensão a Inundação de uma área.

O litoral catarinense foi selecionado a partir da sua posição topográfica e histórico de casos de inundações com grande perda econômica. Deu-se preferência para duas regiões com

planos altimétricos diferentes, criando um paralelo sobre a paisagem. O que gerou três perguntas:

- A especulação imobiliária próximo a costa, tem influência no escoamento de água e impacto na população ribeirinha?
- A Legislação Ambiental Brasileira, é capaz de resguardar o meio ambiente garantindo a disponibilidade de SE que controlam desastres naturais?
- Como criar um índice capaz de prever situações de inundação baseado nas características do uso e ocupação do solo?

Com isso, foi gerado três capítulos com o intuito de responder às perguntas acima, que serão detalhados ao longo da tese. O primeiro capítulo versou sobre uma análise temporal num intervalo de 30 anos, com o intuito de identificar sistemas naturais degradados em relação à significância hídrica. Logo, foi feita uma análise a respeito dos SE oferecidos em consonância com o prejuízo econômico acarretado por inundações.

Para o segundo capítulo, foi analisada a legislação brasileira focada em áreas úmidas e matas ciliares, a fim de entender a evolução da proteção legal para áreas naturais.

E finalmente, no terceiro capítulo, foi comparada a resposta da paisagem frente a diferentes níveis de precipitação, em dois cenários: a) respeitando a legislação ambiental a respeito de mata ciliar; b) respeitando a presença de áreas urbanas consolidadas onde deveria ser mata ciliar.

Capítulo I - IMPORTÂNCIA DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS PARA CONTROLE DE INUNDAÇÃO – O CASO DA GRANDE FLORIANÓPOLIS/SC

Marcela Ribeiro e Silva Teixeira; José Salatiel Rodrigues Pires

RESUMO

A mudança climática intensifica desastres naturais, resultantes da degradação do meio ambiente, que leva à diminuição de serviços ecossistêmicos (SE) disponíveis. Nesse contexto, foi feito um comparativo do uso e ocupação do solo e a significância hídrica (SH) num intervalo de 30 anos, a fim de determinar a perda de serviços na Bacia do Rio Cubatão – SC para controle de inundação. Para isso, um cálculo matricial considerando declividade, transmissividade e textura de solo, uso e ocupação de solo e índice topográfico de umidade, definiram a significância hídrica da área de estudo. A malha urbana dobra de tamanho (1992: 7,82% - 2022: 15,53%), enquanto as áreas naturais apresentam uma diminuição de 5,3%. Essas, representam mais de 50% da área, com significância hídrica de classe “Boa” representando quase 40% da área total, além de oferecerem mais de 15 SE. Ainda assim, a baía sul de Florianópolis teve uma perda de mais de R\$20 mi em produção de ostricultura por conta da inundação de 2022. Conclui-se então que, mesmo com uma boa qualidade da SH, casos de inundação ainda acontecem. Portanto, planejar a expansão urbana através de Planos Diretores das Cidades que avaliem perda de SE, custos da perda e conservação de áreas chave para controle de inundação, são importantes para garantir segurança social, econômica e ambiental.

Palavras-chave: Significância Hídrica, Serviço Ecossistêmico, Inundação, Fazenda Marinha, Desastre Natural

ABSTRACT

Climate change exacerbates natural disasters, primarily driven by environmental degradation, which leads to the reduction of available ecosystem services (ES). In this context, a comparative analysis of land use and land cover (LULC) and hydrological significance (HS) over a 30-year period was conducted to assess the loss of services in the Cubatão River Basin – SC, focusing on flood control. A matrix-based calculation was employed, integrating slope, transmissivity, soil texture, land use and cover, and the topographic wetness index to determine the hydrological significance of the study area. The urban area doubled in size (1992: 7.82% – 2022: 15.53%), while natural areas decreased by 5.3%. These natural areas, which still comprise over 50% of the territory, exhibit "Good" hydrological significance, covering nearly 40% of the total area and providing more than 15 ES. However, despite this favorable hydrological condition, the southern bay of Florianópolis suffered losses exceeding BRL 20 million in oyster production due to the 2022 flood. These findings highlight that, even with adequate hydrological performance, flooding events remain a threat. Thus, urban expansion planning, guided by municipal master plans that evaluate ES loss, associated costs, and the conservation of key areas for flood control, is essential to ensure social, economic, and environmental security.

Keywords: Hydric Significance, Ecosystem Service, Flood, Marine Farm, Grande Florianópolis, Natural Disaster.

1.8 INTRODUÇÃO

O sistema climático físico tem experimentado alterações significativas, com destaque para a intensificação dos eventos extremos, o que resultou em impactos adversos, tanto para os sistemas naturais, quanto para os humanos em escala global. Esses impactos incluem a degradação e perda de ecossistemas, como a redução da segurança hídrica e alimentar e o aumento dos danos às infraestruturas. Além disso, foram observados aumentos na mortalidade e morbidade, bem como migração e deslocamento humano. Outros efeitos incluem danos aos meios de subsistência, crescimento de problemas de saúde mental e uma ampliação das desigualdades sociais (IPCC, 2022).

Na tentativa de retardar tais processos, o mundo acadêmico busca compreender os componentes bióticos e abióticos do meio e suas interações responsáveis por processos e funções que, por sua vez, garantem a provisão de serviços ecossistêmicos (SE), podendo ser identificados a partir de suas características, atributos funcionais e propriedade organizacional (SCHNEIDERS & MÜLLER, 2017).

Tais serviços são definidos a partir da colaboração que o ecossistema oferece para o bem-estar humano. Porém, é importante ressaltar a diferença entre bem-estar e benefícios, que são derivações subsequentes dos serviços prestados. O CICES (Common International Classification of Ecosystem Services V5.1) é uma das ferramentas utilizadas para classificar e identificar esses serviços ambientais para cada macrohabitat existente na esfera terrestre. Estes são separados por grupos: (i) Serviços de provisão; aqueles que prestam serviços nutricionais, materiais não nutricionais e materiais que fornecem energia, vindas de sistemas vivos e não vivos, que inclui água; (ii) Serviços de regulação e manutenção; serviço de medição e moderação do meio ambiente que afeta a saúde, segurança ou conforto humano a partir da existência de organismos vivos e suas interações e funções; (iii) Serviços culturais; são os serviços não consumíveis e não materiais onde locais, situações ambientais ou ambientes que são capazes de afetar o estado mental ou o estado físico da humanidade. Lembrando que, tais serviços são dependentes dos processos vivos, podendo ser espécies ou indivíduos, o habitat em que vivem ou até mesmo ecossistemas inteiros (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018).

Mesmo os gestores urbanos e os produtores em espaço urbano tendo consciência de seus benefícios, o meio ambiente é constantemente negligenciado. Ainda, há grande dificuldade em quantificar os SE em comparação a serviços econômicos e ao capital manufaturado, ou seja, são dificilmente detectados pelo mercado comercial, podendo prejudicar a sobrevivência dos seres humanos na biosfera (COSTANZA et al., 1997). Entretanto, Costanza e colaboradores (1997 e 2014) foram capazes de identificar valor monetário dos SE, e seguem atualizando os

valores, permitindo que a sociedade acadêmica possa quantificá-los, criando um paralelo entre SE e mercado, aumentando sua chance de compreensão e conservação do meio. Os autores ainda alertam que o maior desafio em valorar os SE é definir a contribuição relativa do estoque de capital natural nas interações humano/natureza, ou seja, balancear a busca por recurso com sustentabilidade.

Considerando então o serviço de provisão de comida, temos a cidade de Florianópolis, responsável por 70% da safra de ostra de Santa Catarina (SC), tornando-o líder do segmento do estado (LUZ, 2019). A produção de comida em si, necessita de espaço e recurso natural. A posição protegida das baías norte e sul da ilha e as forças das águas diminuídas pela localização, garantem um ambiente propício para que o molusco desprenda energia para aumento de massa ao invés de aumentar a resistência de suas valvas. Sendo assim, garantem um molusco mais macio, suculento e com cascas menores, tornando-se preferida no mercado (NASCIMENTO, 2002).

Aquicultura de bivalves, crustáceos, peixes, entre outros fazem parte de uma indústria alimentícia que vem crescendo substancialmente (FAO, 2017). O pescado é fonte de alimento para mais de 3.1 bilhões de pessoas, o que representa cerca de 20% da proteína total consumida no mundo (FAO, 2016). O Brasil tem um papel importante no cultivo de pescado, e o estado de SC se destaca representando 95% do cultivo de moluscos bivalves no país, principalmente mexilhões, ostras e vieiras (DOROW, 2013).

A atenção ao assunto é tão real que, para manter o fluxo e produção dessa importante fonte de proteína, sem colapsar o estoque natural de indivíduos marinhos, a humanidade vem promovendo melhorias constantes para fortalecer o sistema marinho costeiro (TROEL, 2014).

No entanto, o ser humano ainda está sujeito a eventos ambientais extremos como, por exemplo, os eventos ocorridos no ano de 2022, mais especificamente, nos meses de novembro e dezembro na região metropolitana da Grande Florianópolis. Um volume de chuva anormal (em torno de 2.000 mm de acúmulo) foi, de acordo com Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), destaque na região sul do país (INMET, 2022). O transbordamento do Rio Cubatão causou diversos pontos de alagamento e inundações que levaram várias cidades a decretar estado de emergência (HUGEN, 2022).

Na região da Bacia do rio Cubatão, encontra-se uma das maiores densidades demográficas de todo o estado, que representa alta urbanização e intenso fluxo de migração (SILVA & MATTEI, 2013). É importante conceitualizar o significado de enchente e inundação, sendo o primeiro um evento que ocorre pelo aumento da vazão do rio num determinado período de tempo e, o segundo, corresponde ao extravasamento da água por não suportar a capacidade

de descarga no canal fluvial, inundando as áreas marginais. O Estado de SC passou por 1.344 episódios de inundação num período de 30 anos (1980-2010), o que significa quase 20% dos desastres naturais que ocorrem no estado (HERRMANN, 2014). Já para a Grande Florianópolis, 90% dos desastres naturais foram causados por inundações bruscas (PIZZI, 2020).

O controle desse desastre está intimamente relacionado a processos e condições do meio, e seus respectivos SE. Onde, processos de infiltração e interceptação hidrológica regulam o balanceamento de água, e estão intimamente relacionados ao uso e ocupação do solo (Betrie et al., 2011). Šatalová e Kenderessy (2017) então, desenvolvem um indicador expresso pelo cálculo da função de retenção de água, de acordo com parâmetros altimétricos, tipo de solo e tipo de ocupação, definido pela habilidade da paisagem de reter água, diminuir escoamento e encorajar a infiltração de água no solo. Chamado de significância hídrica, esse indicador é capaz de avaliar as funções ecossistêmicas de retenção de água.

Portanto, uma paisagem natural garante provisão de SE, o contrário, a supressão leva a impactos ambientais e econômicos que afetam diretamente a população local e regional. Nossa ideia é auxiliar na compreensão deste fenômeno. Considerando a população, principalmente a que mora na praia, o turismo e a produção de mariscos na Grande Florianópolis, este trabalho propôs realizar um comparativo da perda da paisagem natural associada à significância hídrica do solo e à identificação da perda de SE, associados aos efeitos de inundações, impactando economicamente a população e a gestão pública das cidades afetadas. Para isso, realizou-se uma análise temporal entre os anos de 1992 e 2022, identificando os sistemas naturais suprimidos e a significância hídrica da região para cada período. Por conseguinte, uma análise da perda dos SE oferecidos pela paisagem natural relacionada ao risco social e prejuízo econômico gerado pelas inundações.

1.9 MATERIAIS E MÉTODOS

1.9.1 Área de Interesse: São José, Palhoça, Santo Amaro da Imperatriz e Baía Sul da Ilha de Santa Catarina (ISC).

As cidades da área de estudo estão localizadas na região hidrográfica (RH) 8 – Litoral Centro, do estado de Santa Catarina, sendo: São José, Palhoça, Santa Amaro da Imperatriz e Baía Sul da ISC (Figura 1). Nela, encontra-se a Bacia Hidrográfica do Cubatão, localizada na região da Grande Florianópolis, onde os principais rios são: Vargem do Braço e Cubatão do Sul, responsáveis pelo abastecimento de 700 mil pessoas que habitam a região (PMF, 2010). A

bacia possui uma área total de 738 km², sendo que 342 km² estão dentro do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (SANTA CATARINA, 2017).

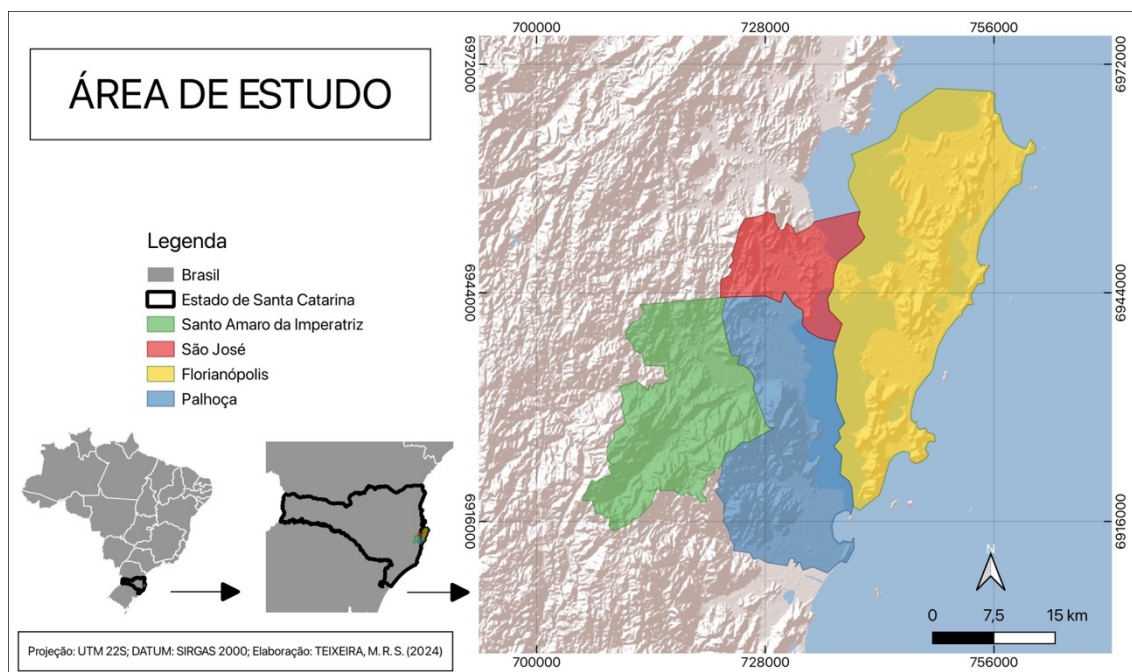


Figura 1. Layout da localização das cidades de São José, Palhoça, Santo Amaro da Imperatriz e Ilha de Santa Catarina, no estado de Santa Catarina - Brasil

1.9.2 Análise remota: macrohabitats associados a baía Sul da ISC

Para caracterizar os padrões da estrutura da paisagem, utilizou-se o geoprocessamento de imagens de satélite do Google Earth Pro com resolução de até 2m, através de Sistema de Informação Geográfica (SIG) e analisadas pelo software QGIS Biatowieza 3.22. Para a análise de uso e ocupação do solo, foram utilizados os dados obtidos no MAPBIOMAS coleção 8.0. As fazendas marinhas, consideradas nesse trabalho, foram aqueles presentes na Baía Sul, representando as mais afetadas com inundação, de acordo com relatórios municipais.

1.9.3 Identificação de SE através do sistema CICES v5.1

Para classificação e maior compreensão sobre os serviços ecossistêmicos oferecidos pelos macrohabitats dentro da área de estudo, utilizou-se o CICES V5.1, projetado para avaliar, contabilizar e medir serviços ecossistêmicos, sendo amplamente usado na identificação de

indicadores de qualidade, mapeamento e valoração de serviços (HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2018). Nessa versão do CICES V5.1, para cada serviço definido, é identificado seu propósito ou uso disponível oferecido pelo ecossistema, além dos atributos e comportamento do meio.

Portanto, o objetivo do CICES é classificar as contribuições que os SEs oferecem para o bem-estar humano, que são derivados dos processos ambientais bióticos. Além disso, esse sistema permite uma tradução entre outros sistemas de classificação como Millenium Ecosystem Assessment (MEA) e The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB).

A estrutura conceitual desse sistema está baseada no Modelo Cascata elaborado pela MEA, que permite classificar SE finais a partir das contribuições que os ecossistemas oferecem para o bem-estar humano. Os serviços são considerados finais, pois são o resultado dos processos ecossistêmicos, podendo ser naturais, semi-naturais ou altamente modificados.

1.9.4 Análise da significância hídrica da região

A análise de significância hídrica foi estabelecida através do cálculo matricial, estabelecido por Šatalová & Pavol (2017), ajustando os parâmetros utilizados para a realidade da área de estudos. Os parâmetros analisados são considerados, pelo autor acima citado, como os principais responsáveis pela função do meio, sendo eles:

Precipitação (P) – Os dados pluviométricos foram obtidos a partir da extensão da Agência Nacional de Águas (ANA) “ANA Data Acquisition” no software QGIS 3.36.0 Maidenhead, num período de 30 anos: 1992 e 2022. Foram analisadas três estação pluviométricas identificadas pelos códigos 02748004, 02748005 e 02748006 (Figura 2). Pela proximidade entre os pontos, foi definida a média e a máxima de cada ponto, para então, transcrever a máxima entre os três pontos para cada mês em cada ano.



Figura 2. Pontos da localização das estações de coleta de dados pluviométricos e fluviométricos da área de interesse, disponibilizados pela ANA através da extensão no QGIS.

Declividade (D) - A declividade em graus, através do “Open Topography DEM Downloader” que também é uma extensão dentro do QGIS (Figura 3).

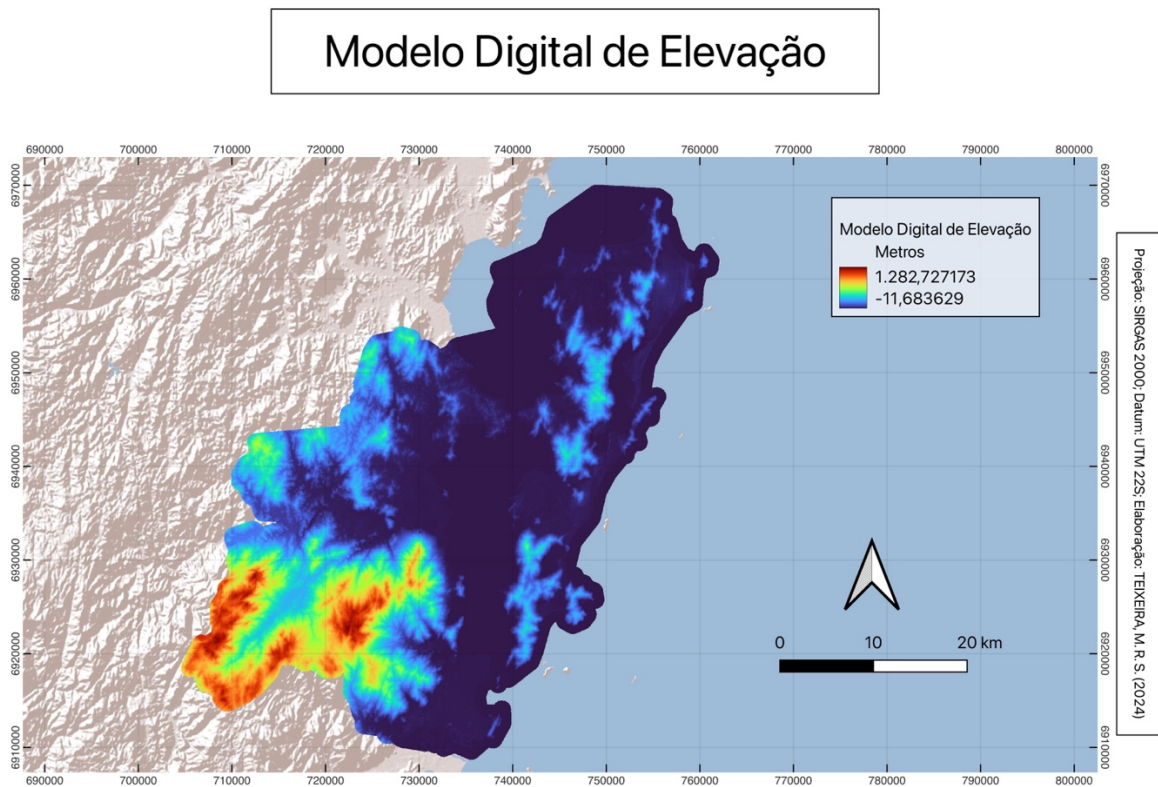


Figura 3. Modelo digital de elevação da área de interesse, obtido através da extensão “Open Topography DEM downloader” presente no QGis.

Solo (textura (**Tex**) e transmissividade (**Trans**)) – A pedologia da área, foi obtida através de dados da Embrapa (https://www.bdsolos.cnptia.embrapa.br/consulta_publica.html) (Figura 4). A textura e transmissividade foi feita através do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBICS, 1999). Também, foi seguido a nomenclatura de classe estabelecido pelo Embrapa, como segue: Cxa – Cambissolo háplico alumínico; CXdb – Cambissolo háplico Tb distrófico; CYbd – Cambissolo flúvico Tb distrófico; DN – Dunas; Eko – Espodossolo humilúvico órtico; ESKg – Espodossolo ferrilúvico hidromórfico; GXbd – Gleissolo háplico Tb distrófico; Gxve – Gleissolo háplico Ta eutrófico; GZn – Gleissolo sálico sólico; Oxy – Organossolo háplico hêmico; PVAa – Argissolo Vermelho Amarelo Alumínico; PVAd – Argissolo vermelho amarelo distrófico; Rld – Neossolo litólico distrófico; RQg – Neossolo quartzarênico hidromórfico; Rqo – Neossolo quartzarênico órtico.

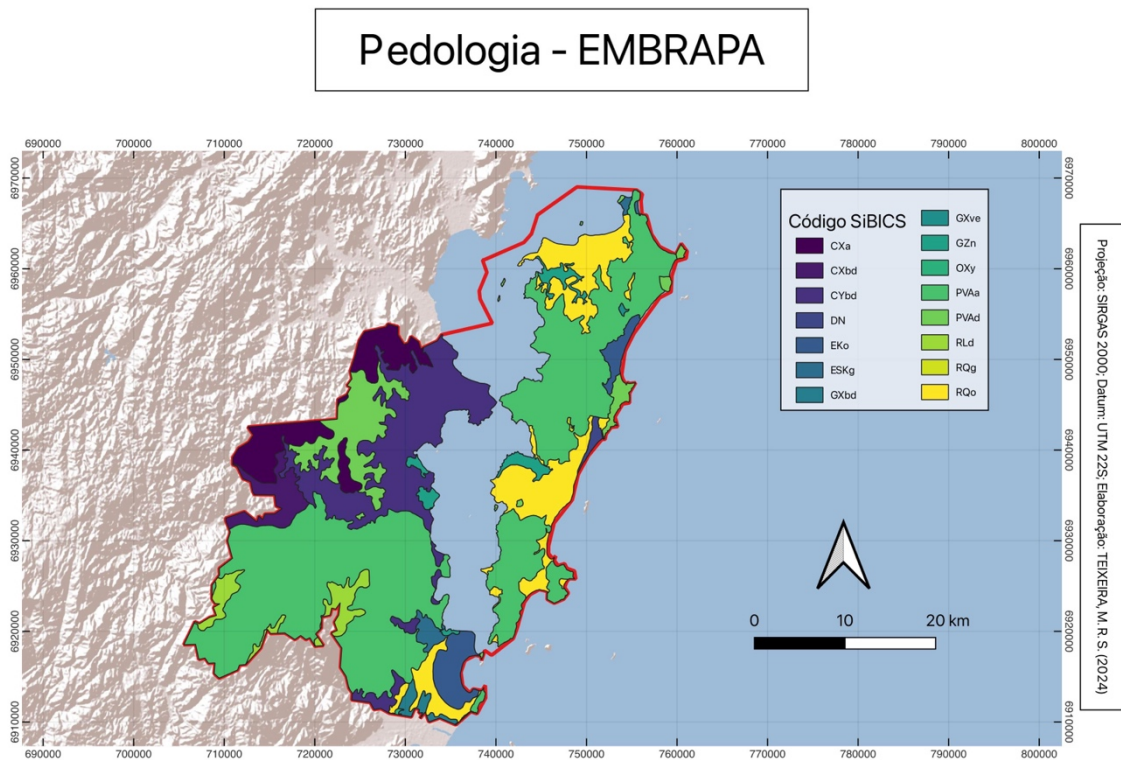


Figura 4. Pedologia representada pelo código SiBCS da área de interesse, extraído do portal da EMBRAPA.

Úmidade (TWI) - o índice de umidade topográfica (Topographic Wetness Index - TWI), determina a condição do lençol freático e acúmulo de água (Figura 5). Para então, definir áreas propensas a inundação baseada nos valores de cada pixel (BEVEN & KIRKBY, 1979).

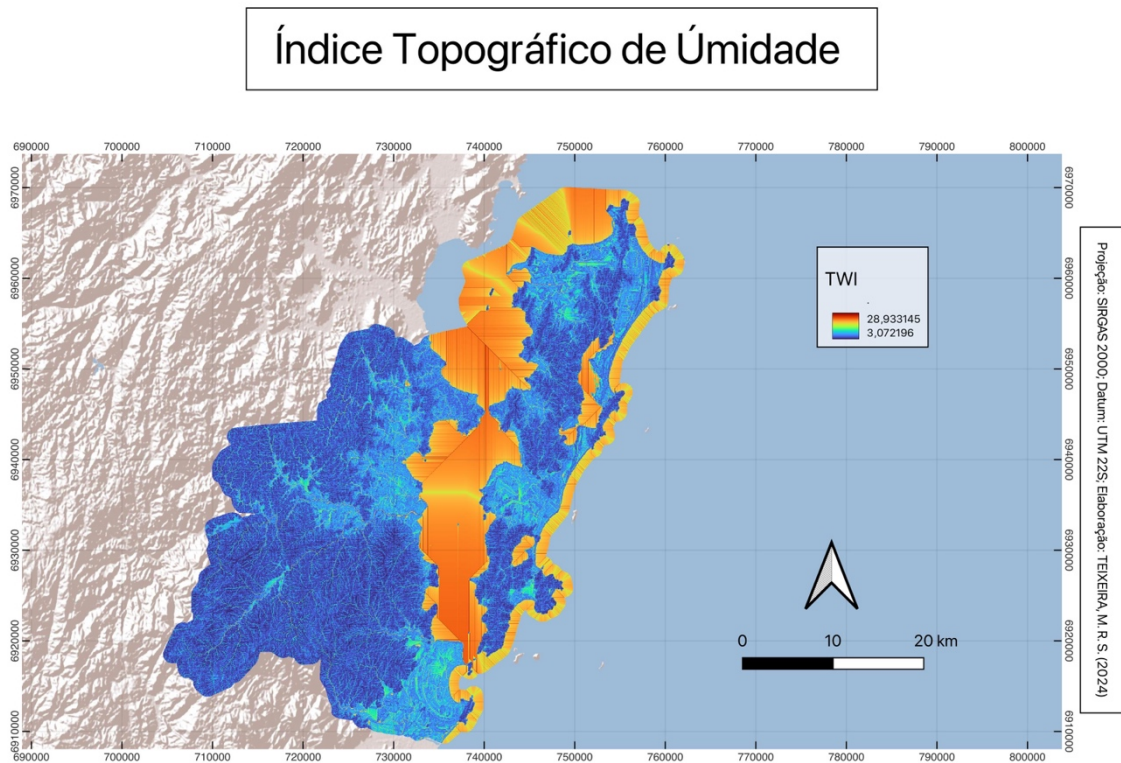


Figura 5. Índice topográfico de umidade calculado no software QGis, onde os valores próximos a 28 representam áreas úmidas e com tendência a acúmulo de água, quanto mais baixo, menor essa tendência.

Uso e Ocupação do Solo (iulc) – foi extraído do MAPBIOMAS coleção 8.0, onde a área de interesse apresenta: Formação florestal; Manguezal; Silvicultura; Área úmida; Pastagem; Mosaico de uso; Praia, duna e areial; Área urbana; Solo exposto; Afloramento rochoso; Mineração; Aquicultura; Apicum; Corpos d'água; Soja; Arroz; Lavouras temporárias e Restinga arbórea.

Então, calculados de acordo com a fórmula, a seguir:

$$HS = (3.5 * "D") + (1.5 * "Trans") + (2.5 * "TWI") + (3 * "Tex") + (4 * P) + (3 * iulc)$$

Cada componente dos parâmetros citados recebe um escore baseado na sua relação com a dinâmica hídrica, considerando capacidade de armazenamento e infiltração, estabelecido através de revisão bibliográfica e conhecimento prévio dos autores. E por fim, cada parâmetro recebe um valor baseado no peso representado na análise, estabelecido pela literatura (ŠATALOVÁ & PAVOL, 2017) (Tabela 1) (Anexo 1).

Tabela 1. Parâmetros usados com respectivos peso e pontuação usados na fórmula proposta por Šatalová & Pavol (2017).

Parâmetros Usados	Peso	Pontuação
1. Precipitação	4	+3.5; +3; +2.5; +2; +1.5; +1; +0.5
2. Declividade	3.5	+2; +1; 0; -1; -2
3. Uso e Ocupação	3	+3; +2.5; +2; +1.5; +1; -1; -2; -3
4. Índice de Umidade	2.5	+2; +1.5; +1; +0.5; -0.5; -1; -1.5
5. Textura do Solo	2	+1; 0; -1
6. Transmissividade	1.5	+1; 0; -1

1.10 RESULTADOS

1.10.1 Uso e ocupação do solo

Foi identificado 18 macrohabitats na área de estudo, sendo 8 naturais e 10 antropizadas (Figura 6), onde o uso do solo para soja apareceu apenas a partir de 2002. Vale destacar que as áreas antropizadas somam 44,1% do uso, onde a malha urbana dobra de tamanho (1992: 7,82% - 2022: 15,53%), enquanto as áreas naturais representam, em 2022, 55,8% do território, com uma diminuição de 5,3% em trinta anos (Figura 7). Esse fato se dá por conta da presença do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro na área, que, com demais unidades de conservação, representam 34,6% do território estudado.

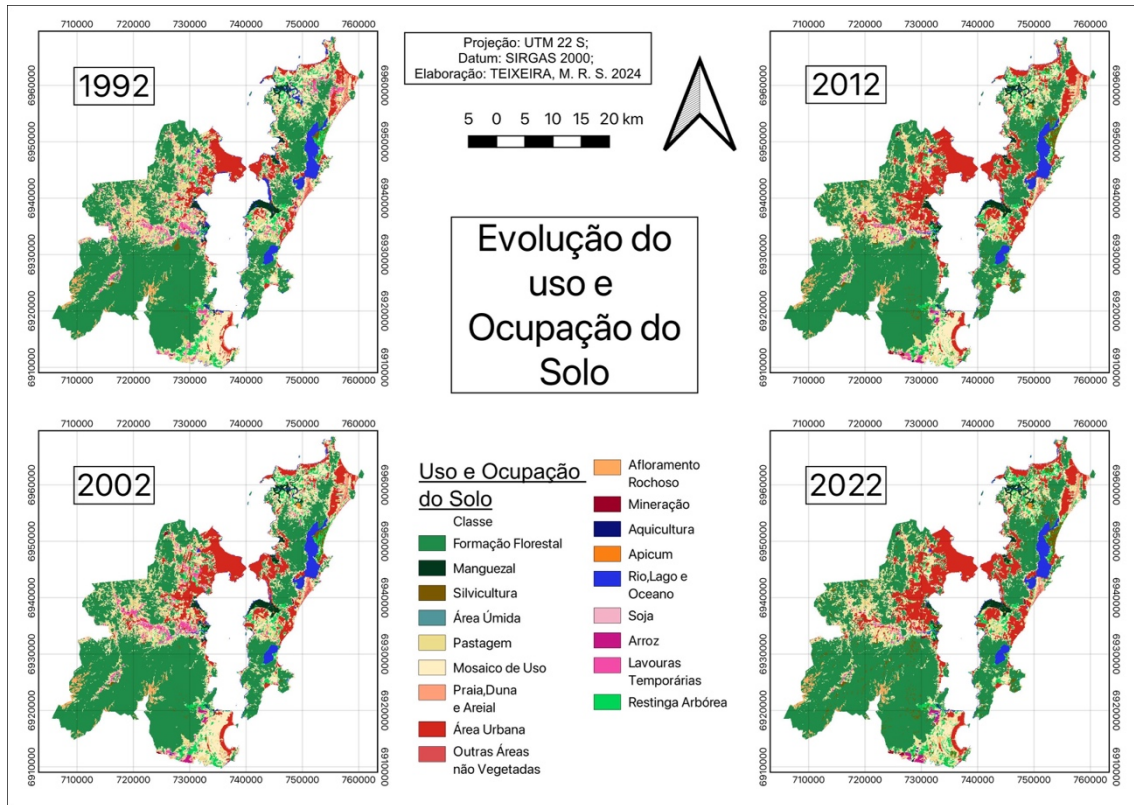


Figura 6. Layout comparativo do uso e ocupação do solo na Grande Florianópolis em um intervalo de 30 anos, nos anos de 1992, 2002, 2012 e 2022 de acordo com MAPBIOMAS.

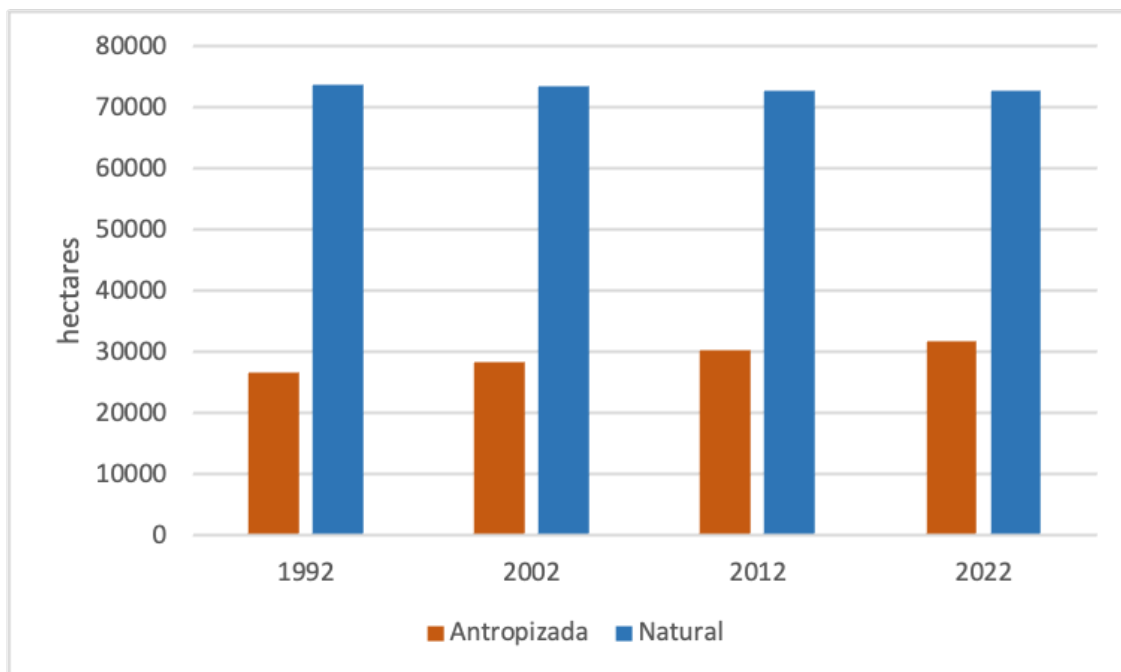


Figura 7. Gráfico da evolução do comparativo entre áreas antropizadas e naturais da área de estudo.

Há uma divergência entre as nomenclaturas dos sistemas naturais entre alguns autores. Neves (2017) faz a separação entre manguezal, corpo d'água e área úmida, enquanto Nunes da Cunha *et al.* (2014) considera os mesmos citados por Neves (2017) como macrohabitats de áreas úmidas. No presente trabalho, foi mantida a separação original estabelecida pelo MapBiomias. Para o uso denominado “Mosaico de usos” pelo Mapbiomas, foi feita uma análise sobre uma escala maior para definir o uso real, e foi preferível estabelecer mosaico de usos como solo exposto.

1.10.2 Classificação dos SE de cada sistema natural

Todas as áreas estudadas são capazes de prover pelo menos um serviço ecossistêmico, até mesmo as áreas antropizadas (Anexo 2). Porém, em sua totalidade, as áreas urbanizadas oferecem pouco ou quase nada em termos de serviços essenciais para nossa existência. As listas com todos os serviços das áreas naturais podem ser encontradas na Tabela 2. É fundamental destacar a importância das Florestas e áreas úmidas para provisão de SE, visto que são capazes de oferecer 15 serviços diferentes dos três grupos propostos, incluindo regulação de fluxo de água, regulação de clima, moderação de distúrbios e prevenção de erosão.

Tabela 2. Serviços ecossistêmicos identificados nas áreas naturais dentro da área de interesse.

Grupo de SE	SE	Formação			Praia, Dunas e Areial	Aflorament o Rochoso	Restinga Arbórea
		Florestal	Manguezal	AUs			
<u>Provisão</u>	Comida	x	x	x			x
	Matéria Prima	x	x	x	x	x	x
	Recurso Genético	x	x	x	x	x	x
	Água	x		x			
<u>Regulação e Manutenção</u>	Regulação de Fluxo de Água	x	x	x	x	x	x
	Berçário Natural	x	x	x			x
	Regulação de Clima	x	x	x			x
	Moderação de Distúrbios	x	x	x	x	x	x
	Controle Biológico	x	x	x	x		x
	Prevenção de Erosão	x				x	x
	Ciclagem de Nutrientes	x	x	x	x	x	x
<u>Cultural</u>	Desenvolvimento Cognitivo	x	x	x	x	x	x
	Experiência Espiritual	x	x	x	x	x	x
	Recreação	x	x	x	x	x	x
	Inspiração	x	x	x	x	x	x

1.10.3 Índices de significância hídrica

A princípio, foram adotados três cenários de volume de precipitação para serem usados na fórmula final, sendo eles: escore 0.5 (precipitação menor que 400mm); escore 2 (precipitação de 1200-1400mm) e escore 3.5 (precipitação maior que 2600mm). A precipitação tem o maior peso na fórmula proposta por Šatalová & Pavol (2017). Quando usado um escore mais alto para representar o volume de chuva na fórmula, o resultado apresenta um aumento de significância hídrica entre “Boa” e “Excelente”. Dessa forma, para fins de análise da significância hídrica e possíveis diferenças num intervalo de 30 anos, será usado apenas o escore 2, que representa precipitação entre 1200 a 1400mm de chuva na região.

Somando os macrohabitats, separados em áreas antropizadas e áreas naturais, tanto no ano de 1992 quanto em 2022, as áreas naturais representam a maior parte da área de significância hídrica “Boa” e “Excelente”. Enquanto isso, as áreas antropizadas predominam nas classes “Limitada” e “Média” (Tabela 3).

Tabela 3. Comparação da SH entre os anos de 1992 e 2022, com a somatória entre áreas antropizadas e naturais em porcentagem de área total presente em cada classe.

	Limitada		Média		Boa		Excelente	
	1992	2022	1992	2022	1992	2022	1992	2022
Antropizada	1,91%	2,74%	16,37%	19,21%	18,29%	15,28%	2,88%	3,02%
Natural	0,80%	0,79%	9,97%	9,30%	45,33%	45,03%	4,43%	4,63%

De acordo com o resultado encontrado, percebe-se uma mudança bem pequena no uso e ocupação do solo, como já foi apresentado. Com isso, também se esperava ser pouco expressiva a mudança na significância hídrica (Figura 8). Além disso, a geografia da área apresenta grande variação altimétrica, favorecendo a velocidade do fluxo de água superficial, contribuindo com SH de classe “limitada” e “média”.

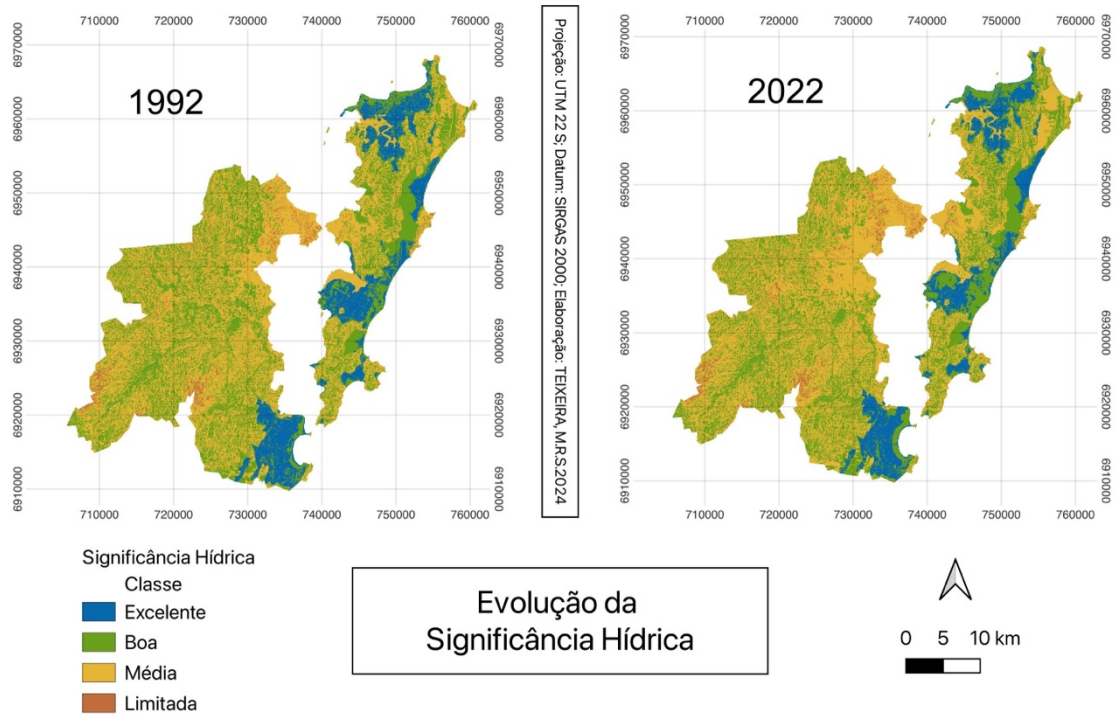


Figura 8. Layout com a evolução da Significância hídrica entre os anos de 1992 e 2022, separada em quatro classes, sendo: Excelente, Boa, Média e Limitada.

1.11 DISCUSSÃO

A área estudada mostra que a malha urbana tem sua área dobrada no período de 30 anos e passa a representar quase 20% de uma área com SH de qualidade “Média”. Já as áreas naturais apresentam uma diminuição de aproximadamente 5%, essa que apresenta 45% de SH “Boa”. Isso acontece devido a presença de uma Unidade de Conservação presente, o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro. Nesse caso, a conservação respeita a legislação ambiental brasileira. Ainda assim, a baía sul de Florianópolis que está a jusante dos corpos d’água presente na UC, sofre graves impacto econômicas, perdendo mais de R\$20 mi de reais em aquicultura de bivalves e infraestrutura com a inundação ocorrida em 2022.

Muitos autores discutem e analisam os efeitos da mudança climática nos desastres naturais do Sul da América Latina, uma região de caráter altamente responsivo aos efeitos de fenômenos como El Niño e La Niña. Em 2014, Herrmann e colaboradores apresentam um mapa com as regiões com maior frequência de inundação gradual por município em SC, tendo a Grande Florianópolis (São José, Palhoça, Santo Amaro da Imperatriz e Florianópolis) entre as frequências de Alta e Muito alta (máximo). Ou seja, o desastre natural que mais ocorre no Estado de SC é a inundação gradual, responsável por impactos socioeconômicos milionários, onde se torna mais severo em anos de El Niño.

No caso de Batista e Severo (2018), os autores determinaram regiões com precipitação homogênea, agrupando cidades com características semelhantes. A área estudada nesse trabalho está agrupada como "região 4". Tal região corresponde ao Vale do Itajaí e Grande Florianópolis onde fortes enchentes ocorreram entre 1983-84 como efeito do El Niño. Ainda, a partir dos anos 2000, um aumento no espectro de variância da precipitação para essa região, com um destaque para os eventos de 2008, também é justificado pelo efeito do El Niño.

Em outra análise, para um período de 30 anos (1979-2010), foram identificados 13 episódios de valores de chuva acumulada acima de 200mm em até 3 dias consecutivos na região da Grande Florianópolis. No geral, esse tipo de evento não ocorre mais de uma vez ao ano, com exceção de 2008, quando foram registrados três casos como o citado acima (RODRIGUES, YNOUE & ALVES, 2011).

É sabido que a área estudada por Šatalová & Pavol (2017) diverge do litoral catarinense e, com o objetivo de ajustar esta análise para a realidade brasileira, algumas mudanças na fórmula e nos parâmetros foram necessárias. Porém, é importante evidenciar a impermanência da fórmula a respeito dos escores de volume de água. O aumento do volume da precipitação leva ao aumento do fluxo superficial de água, o que acarreta na diminuição da capacidade de absorção do solo (TUCCI & CLARKE, 1997). No entanto, quando aumenta o valor do peso e escore dentro da fórmula, os valores dos pixels envolvidos também serão mais altos, dando uma falsa impressão de que haverá maior área de SH “Excelente” com um aumento no volume de chuvas.

Como já foi explanado nos resultados, esse intervalo de 30 anos apresentou pouca diferença na paisagem e, em ambos os anos analisados, a maior área do mapa encontra-se na classe de SH “Boa”, com 51,2%, deixando apenas 7,6% para a significância de classe “Limitada”. Mesmo com resultados positivos no que diz respeito à significância hídrica da área de estudo, a literatura relata diversos casos de inundação na região (RODRIGUES, YNOUE & ALVES, 2011; GOTADO *et al.*, 2018; BATISTA & SEVERO, 2018; MAGNAGO *et al.*, 2021).

A região apresenta uma grande área florestada, com mais de 50% da área total, e um dos motivos da alta conservação é a presença do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro. Pelo seu posicionamento, quando sobreposto ao Modelo Digital de Elevação, é possível afirmar que essa área está em uma região topográfica mais alta. No oposto, em topografias mais baixas e próximas a zero, estão os centros urbanos. Sendo assim, mesmo com a provisão de serviço de controle de inundação a montante da BH, a posição das áreas urbanas ainda favorece eventos

extremos de inundação, sendo necessário repensar a conservação a jusante e o desenvolvimento urbano.

Gotado e colaboradores (2018), apresentam uma média anual de precipitação na região Leste (Grande Florianópolis) do Estado, com 1743mm de chuva por ano, com máxima mensal de 928,78mm. Em uma análise temporal, num período de 30 anos (1985-2015) a média de precipitação teve um aumento a cada decênio, correspondente a 1547mm (1985-1994), 1723mm (1995-2004) e 1897mm (2005-2015) com projeção de 2021mm para 2024, que significa um aumento de pouco mais de 21% correspondendo ao maior aumento na tendência de precipitação do estado.

Uma análise mais recente também constatou que os desastres naturais hidrológicos no Estado de SC são os mais recorrentes em comparação com os climatológicos, meteorológicos e geológicos no período de 1998 a 2019, relacionando essas ocorrências com variações de eventos hidroclimáticos e os fenômenos de El Niño e La Niña (MAGNAGO *et al.*, 2021).

El Niño e La Niña se alternam em intervalos de 3 a 7 anos, com o ápice do evento ocorrendo em meados de dezembro (TORRES & MACHADO, 2008). O El Niño é responsável por um aumento significativo da precipitação, enquanto o La Niña mantém o nível de chuvas abaixo da média (AGUIAR & MENDONÇA, 2004). Dessa forma, se em um ano de La Niña ocorrem períodos de precipitação intensa acima de três dias, o ano de 2023, no qual se espera uma transição para El Niño, pode ser um momento decisivo para a estruturação de um plano de manejo das áreas de várzea do Rio Cubatão, considerando a recuperação dos serviços ecossistêmicos oferecidos por restingas e outras áreas úmidas.

Além disso, é sabido que áreas costeiras passam por processos intensos de urbanização (WOODROFFE, 1995), os quais estão fortemente associados a processos de inundação devido à impermeabilização do solo. O aumento do escoamento da água faz com que grandes volumes se desloquem rapidamente, sobrecarregando os sistemas de drenagem (TUCCI & BERTONI, 2003). Como observado nos meses de novembro e dezembro de 2022 na área de estudo, um sistema de drenagem sobrecarregado, aliado a um solo impermeável, direciona a água proveniente da inundação para o mar, gerando mudanças físico-químicas no sistema marinho.

Para o funcionamento adequado dos sistemas de suporte à vida na Terra, é necessária a manutenção dos serviços ecossistêmicos responsáveis pelos estoques de capital natural, contribuindo assim para o bem-estar humano. Dessa forma, os serviços ecossistêmicos representam parte do valor econômico total do planeta (COSTANZA *et al.*, 1997).

Os serviços ecossistêmicos identificados na região também auxiliam na qualidade da produção de ostras, pois garantem o pleno funcionamento das funções ecológicas, oferecendo

um ambiente equilibrado com maior chance de sobrevivência das espécies exploradas, o que, por sua vez, aumenta o valor do produto final.

Para entender como o SE beneficia as pessoas é importante identificar as propriedades e características do sistema que seriam úteis, nesse momento entra a ideia de "função" (POTSCHIN e HAINES-YOUNG, 2017). Essas, são dependentes de um sistema biodiverso, sobretudo quanto a biodiversidade funcional, que traz uma gama de características desempenhadas por espécies individuais ou em grupos (DIAZ *et al.*, 2009). Logo, a prestação de serviço de recurso genético e controle biológico oferecido pelos sistemas identificados, asseguram a biodiversidade.

Do contrário, a baixa biodiversidade resulta na degeneração das funções ecológicas, como discutido anteriormente, o que leva a sociedade a buscar compensações técnicas por meio do uso de insumos energéticos, materiais e tecnológicos. Esse processo contribui para a desintegração dos potenciais dos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade no uso da terra (SCHNEIDERS & MÜLLER, 2017). Dentro do ecossistema, essas funções são singulares e dependem de componentes específicos da biodiversidade para gerar serviços, como produção primária, polinização, capacidade de infiltração de água e decomposição orgânica para fertilização do solo, entre outros (SCHNEIDERS & MÜLLER, 2017). Dessa forma, qualquer interferência no sistema afeta diretamente os processos naturais, resultando na perda de funções essenciais.

Além disso, as áreas úmidas são amplamente reconhecidas pelo seu serviço de armazenamento de água, especialmente em casos de inundações e cheias, reduzindo o volume do caudal ribeirinho e, conseqüentemente, diminuindo os custos econômicos associados à contenção de desastres. Quando associada a rios, essa função das áreas úmidas se manifesta principalmente a jusante das cheias (NYMAN, 2011). Considerando essa perspectiva e comparando com os resultados aqui apresentados, observa-se que a presença de áreas urbanizadas em regiões com alto valor de TWI foi um fator determinante para o aumento da descarga de água doce na Baía Sul da Grande Florianópolis, onde se concentra a produção de malacocultura, setor de grande relevância para a economia nacional.

As ostras, geralmente, se desenvolvem em áreas estuarinas onde a produção natural é elevada e favorece seu crescimento. No entanto, essas áreas também estão expostas a poluentes provenientes de atividades humanas, especialmente metais pesados originados da agricultura, aquicultura e do desenvolvimento urbano (PAES-OSUNA *et al.*, 1991).

Sistemas equilibrados associados às fazendas marinhas oferecem serviços ecossistêmicos essenciais, como a regulação do fluxo e tratamento da água, controle da erosão

do solo, moderação de distúrbios costeiros e ciclagem de nutrientes na terra, além de prevenir a erosão. Esses serviços auxiliam no controle do fluxo de água doce em direção à baía e na redução da contaminação por metais pesados. As áreas associadas à Baía Sul pertencem, em grande parte, à classe de significância hídrica (SH) “média”, com predominância de uso e ocupação por atividades antropizadas. Como resultado, favorecem o fluxo de água de inundação para as fazendas marinhas, o que pode tanto promover a dessalinização da água quanto aumentar o risco de contaminação por patógenos de origem humana.

Vale salientar que nenhum estudo físico-químico da água foi realizado para o evento de 2022, portanto serão considerados dois possíveis problemas que inundações podem causar para qualidade da água, tendo em vista que a área analisada apresenta contato direto com áreas urbanas.

Os autores De Souza e colaboradores (2018) analisaram a capacidade de alcance da concentração de indicadores de organismos fecais (FIOs – “Fecal Indicators Organisms”) e concluíram que a malha urbana ao redor da bacia hidrográfica analisada esteve significativamente associada à variação de FIOs na água e nos mexilhões. Já no estudo de Ferguson *et al.* (1996), a qualidade da água no rio estuarino Georges River, em Sydney, Austrália, foi significativamente afetada por patógenos contaminantes (coliformes fecais, “Giardia”, entre outros) devido ao fluxo de chuvas. Dessa forma, ao considerar as mudanças no uso e ocupação do solo, percebe-se que há uma anulação dos processos naturais, comprometendo funções ecossistêmicas essenciais para a manutenção da qualidade da água e, conseqüentemente, aumentando a concentração de contaminantes na malacocultura associada.

Vale ressaltar a relevância desse serviço ecossistêmico, visto que as ostras podem ser vetores de toxinas para humanos, uma vez que são frequentemente consumidas cruas (GÓNGORA-GÓMEZ, 2017).

Os estudos citados demonstram que a posição das bacias hidrográficas e o efeito da chuva são fatores agravantes da contaminação, permitindo estabelecer um paralelo entre o escoamento da água (proveniente da chuva, rios e riachos) e as áreas diretamente afetadas pela urbanização. Ao observar o modelo digital de elevação da região, nota-se que a topografia localizada na parte leste da Grande Florianópolis, até as margens mais próximas dos linhões, sugere que as áreas urbanizadas têm grande potencial de influência sobre a malacocultura.

A posição privilegiada da malacocultura na Baía Sul da Ilha de Santa Catarina favorece o crescimento dos bivalves, mas, ao mesmo tempo, pode ser prejudicial devido à influência da drenagem de água doce vinda do continente, impactando negativamente o crescimento e a sobrevivência dessas espécies (DE SOUZA *et al.*, 2016). A Empresa de Pesquisa Agropecuária

e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI, 2009) registrou relatos de alta mortalidade de mexilhões devido a fortes eventos de chuva em 2008. Além disso, espécies como as vieiras apresentam baixa tolerância à variação de salinidade, o que pode comprometer sua produção, sendo essas de alto valor econômico (RUPP & PARSON, 2004; CHRISTOPHERSEN & STRAND, 2003).

Não sendo um caso isolado, em regiões temperadas, acontece o mesmo. Em um estuário nos EUA, próximo a New Orleans, estudos desenvolvidos em laboratório e campo, concluíram que baixa salinidade combinado com alta temperatura impacta negativamente as ovas, sementes, no tamanho e sobrevivência de bivalve (RYBOVICH *et al.*, 2016). É sabido que, ostras são bem-adaptadas a ambientes estuarinos, e também são capazes de tolerar variações de salinidade na água, porém a um limite de quanto tempo esses indivíduos são expostos a condições extremas, principalmente quando se combina variação de salinidade e temperatura (RYBOVICH *et al.*, 2016; LOWE *et al.*, 2017).

Alguns pesquisadores foram ainda mais a fundo para entender a reação de bivalves às mudanças abióticas e observaram uma resposta dos hemócitos, células sanguíneas dos invertebrados, a essas alterações. A variação na temperatura combinada com a diminuição da salinidade está relacionada à morte celular desses organismos (GAGNAIRE, 2006), além de aumentar a contaminação por agentes infecciosos virulentos em bivalves (CHU & HALE, 1994).

Além do alto risco humano devido à contaminação por metais pesados em ostras consumidas, o risco econômico se apresenta em duas frentes: aumento da mortalidade pela redução da salinidade e impossibilidade de comercialização de ostras contaminadas. Um exemplo disso ocorreu na costa de Taiwan, mais precisamente no estuário de Erijin Chi, onde a mudança do uso e ocupação do solo causou um grande impacto ambiental por meio da contaminação por metais pesados e matéria orgânica proveniente de uma indústria metalúrgica, levando à perda de ostras cultivadas e à falência dos produtores locais (LEE *et al.*, 1996).

A ocupação humana nas áreas costeiras eleva o número de fontes de patógenos microbianos, seja por meio da mudança no uso e ocupação do solo, como construções e pavimentação, seja pela ausência de estruturas adequadas de saneamento básico, como sistemas de coleta e tratamento de esgotos. Na Carolina do Norte, um avanço demográfico ao longo de 14 anos foi fortemente correlacionado com uma alta contagem de coliformes fecais em mariscos produzidos na região (MALLIN *et al.*, 2001). Esse cenário reforça a importância da conservação de áreas-chave de influência na produção de bivalves, garantindo os três principais

grupos de serviços ecossistêmicos: provisão de alimentos, regulação da qualidade da água e fomento ao turismo gastronômico, entre outros.

Por essa razão, para manter o fluxo e a produção dessa importante fonte de proteína sem colapsar os estoques naturais de organismos marinhos, a humanidade tem promovido melhorias para fortalecer os sistemas marinhos costeiros (CUSTÓDIO *et al.*, 2020).

Uma produção sustentável, harmonizando a produção de bivalves e a conservação do meio, não é inédito. Custódio e colaboradores (2020), valorou os SE para sugerir uma aquicultura sustentável, a partir das diretrizes estabelecidas pelo Ecosystem Approach to Aquaculture (EAA), que consiste em uma estratégia de integração da atividade dentro do ecossistema de forma mais ampla promovendo o desenvolvimento sustentável, a equidade e a resiliência de sistemas sócio-ecológicos interligados.

Os valores encontrados sobre a perda econômica na malacocultura da região impactada pela inundação de 2022 em Santa Catarina foram obtidos por meio de solicitação, via e-mail, às secretarias de meio ambiente dos municípios estudados. Essas secretarias disponibilizaram o “Relatório de Estimativa de Perdas em Função de Evento Climático”, desenvolvido pela EPAGRI, órgão responsável pelas análises ambientais e pela promoção da preservação, recuperação, conservação e uso sustentável dos recursos naturais.

Com base nos relatórios da EPAGRI, foi possível determinar o valor da perda econômica que os municípios sofreram em relação às áreas de malacocultura afetadas pela inundação, gerando um cálculo de perda por quilograma/hectare, em um comparativo antes e depois do evento climático. No município de Palhoça, a produção de mexilhão teve uma perda de 90%, totalizando um prejuízo de R\$ 18.612.000, impactando diretamente 82 pessoas. Já na produção de ostras, a perda também foi de 90%, resultando em um prejuízo de R\$ 2.673.000,00. Em São José, a produção de moluscos sofreu uma queda de 40%, com um prejuízo de R\$ 1.245.456,00 (Tabela 4).

Vale ressaltar que o município de Florianópolis não autorizou a divulgação do relatório de estimativa de perda, e, portanto, não será considerado nesta análise.

Tabela 4. Diagnóstico de perda da malacocultura nas cidades afetadas pela enchente, obtido pela Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca.

Município	Produto	Tamanho (ha)	Produtividade (kg/ha)	Tamanho (ha)	Produtividade (kg/ha)	Valor de Perda (R\$)	Pessoas Afetadas
Palhoça	Mexilhão	235	40	25	4	18,612,000.00	82
	Ostra	12	15	1	1,5	2,673,000.00	12
São José	Molusco	31	27	26	16,2	1,245,456.00	N/d*

* No Data

A importância dessa abordagem fica ainda mais evidente quando se analisa as perdas econômicas causadas pela ausência de SE. Desastres naturais de origem climática e hídrica tornam o Estado de Santa Catarina significativamente susceptível a impactos ambientais e econômicos, sendo as inundações causadas pelo excesso de chuva o principal fenômeno responsável. Esses eventos geraram um prejuízo de pouco mais de R\$ 36 milhões em 2001, R\$ 42,6 milhões em 2008, e mais de R\$ 22,5 milhões em 2022 em todo o estado (HERRMANN, 2014).

Quando se considera áreas antropizadas e naturais encontradas, uma falsa segurança é gerada. Mesmo que, para a região estudada, as áreas naturais ainda sejam maiores que as antropizadas, é importante levar em consideração a posição das cidades, das lavouras, dos solos expostos no mapa. Essas áreas estão localizadas em regiões de altimetria mais baixa e mais próximas ao mar. Dessa forma, a direção e o fluxo de escoamento terminam nas áreas antropizadas, favorecendo o impacto social e econômico.

O equilíbrio dos sistemas naturais associados e a criação de bivalves também garante serviços por parte da produção. Os bivalves se alimentam de partículas orgânicas em suspensão na coluna d'água, o que potencializa a qualidade da água, capaz de regular o meio, reduzindo a eutrofização da água e fornecendo habitat para espécies microbênticas (SANTOS, 2016). Isso representa uma relação mutualista entre os sistemas terrestres e a aquicultura, que, por fim, beneficia a população que faz uso tanto da paisagem quanto da produção.

Existe uma grande discussão na comunidade acadêmica sobre como qualificar e quantificar os SE. Uma forma de quantificar esses serviços é através da valoração monetária a partir de transferência de benefícios (COSTANZA *et al.*, 2014). Nesse sentido, a valoração dos SE quantifica as contribuições ou benefícios oferecidos pelo ecossistema a fim de garantir o bem-estar humano (EPA, 2009). O uso de um indicador financeiro também é uma ferramenta para quantificar o risco da perda dessas áreas. No entanto, vale lembrar que, como foi explanado no trabalho de Nunes da Cunha e colaboradores (2014), uma vez que uma área natural é perdida, os valores dos serviços perdidos são irreversíveis.

Sendo assim, mesmo com o dinheiro investido no valor do serviço ecossistêmico, uma ferramenta antrópica ou até mesmo um ecossistema recuperado jamais oferecerá seus serviços em sua totalidade, no valor integral oferecido pelo ecossistema natural e conservado. Ou seja, a conservação dos sistemas associados às fazendas marinhas corrobora com a produção através dos serviços ecossistêmicos ativos indiretos, mas só são possíveis pela existência e manutenção

desses ecossistemas. Além disso, a supressão da paisagem em questão levou à perda de serviços ecossistêmicos de controle de inundações em uma região urbanizada, trazendo riscos à sociedade tanto de ordem sanitária quanto econômica, sendo uma região crítica para o controle da produção de mariscos.

1.12 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A fórmula proposta e adaptada apresenta uma proximidade com a realidade, porém tendo em vista o aumento de precipitação e sobreposição de mapas de solo, deve ser levado em consideração. O entendimento a respeito de serviços ecossistêmicos vem ganhando mais atenção e notoriedade a cada dia. É possível identificar serviços em todos os sistemas, garantindo o desenvolvimento de projetos de conservação mais diretos e eficazes que, corroboram com a produção sustentável. Que, concomitantemente, eleva a qualidade social e econômica da região. Vale lembrar também que, o ser humano é dependente dos recursos naturais para manter sua capacidade de livre escolha. A posição topográfica das áreas urbanizadas na área estudada mostrou grande influência no escoamento de água na paisagem. Com isso, as paisagens adjacentes dessas áreas, são diretamente influenciadas. Considerando a aquicultura de bivalves associada às cidades da área de estudo, as áreas conservadas são um fator determinante para a sobrevivência da população moradora da praia. Mas, sua capacidade de produzir com qualidade fica sustentado pela forma que o seu entorno é gerenciado. Dessa forma, os sistemas associados a produção de ostras e segurança da população em áreas inundáveis, por exemplo, dependem da manutenção e conservação das áreas naturais associadas às fazendas marinhas.

1.13 AGRADECIMENTOS

Agradeço a CAPES, pela bolsa de fomento a ciência que me permite dedicação total aos trabalhos realizados. Agradeço também a UFSCar, pelo excelente trabalho com o desenvolvimento do programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos naturais ao qual faço parte.

1.14 REFERÊNCIAS

- AGUIAR D, & MENDONÇA M. (2004). Climatologia das geadas em Santa Catarina. Simpósio Brasileiro de desastres naturais, 1,762-773.
- BAPTISTA G. C. Z., & SEVERO D. L. (2018). Variabilidade espacial e temporal da precipitação de Santa Catarina. *Geosul*, 33(68), 184-200.
- BETRIE, G. D., MOHAMED, Y. A., VAN GRIENSVEN, A., & SRINIVASAN, R. (2011). Sediment management modelling in the Blue Nile Basin using SWAT model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(3), 807-818.
- BEVEN K. J. & KIRKBY M. J. (1979). A physically based, variable contributing area model of basin hydrology/Un modèle à base physique de zone d'appel variable de l'hydrologie du bassin versant. *Hydrological sciences journal*, 24(1), 43-69.
- CHU, F. L., & HALE, R. C. (1994). Relationship between pollution and susceptibility to infectious disease in the eastern oyster, *Crassostrea virginica*. *Marine Environmental Research*, 38(4), 243-256.
- CHRISTOPHERSEN, G., & STRAND, Ø. (2003). Effect of reduced salinity on the great scallop (*Pecten maximus*) spat at two rearing temperatures. *Aquaculture*, 215(1-4), 79-92.
- COSTANZA R., D'ARGE, R., DE GROOT R., FARBER S., GRASSO M., HANNON B., KARIN L., NAEEM S., O'NEIL R. V., PARUELO J., RASKIN R. G., SUTTON P., BELT M. V. D. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. vol. 387, maio.
- COSTANZA, R., DE GROOT, R., SUTTON, P., VAN DER PLOEG, S., ANDERSON, S. J., KUBISZEWSKI, I. & TURNER, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global environmental change*, 26, 152-158.

CUSTÓDIO, M., VILLASANTE, S., CALADO, R., & LILLEBØ, A. I. (2020). Valuation of Ecosystem Services to promote sustainable aquaculture practices. *Reviews in Aquaculture*, 12(1), 392-405.

DÍAZ, S., HECTOR, A., & WARDLE, D. A. (2009). Biodiversity in forest carbon sequestration initiatives: not just a side benefit. *Current opinion in environmental sustainability*, 1(1), 55-60.

DOROW R. (2013). Coordenação e governança: um estudo de caso na cadeia de malacocultura da grande Florianópolis.

EPA - Environmental Protection Agency. (2009). Valuing the Protection of Ecological Systems and Services; EPA: Washington, DC, USA.

EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. (2009). Síntese anual da agricultura de Santa Catarina. *Florianópolis: Instituto CEPA/EPAGRI*.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2016). The State of World Fisheries and Aquaculture. Roma.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2017). Fisheries and aquaculture statistics – Yearbook 2015. Roma.

FERGUSON, C.M., COOTE, B.G., ASHBOLT, N.J., STEVENSON, I.M. (1996). Relationships between indicators, pathogens and water quality in an estuarine system. *Water Res.* 30,2045–2054. [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00079-6](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(96)00079-6).

GAGNAIRE, B., FROUIN, H., MOREAU, K., THOMAS-GUYON, H., & RENAULT, T. (2006). Effects of temperature and salinity on haemocyte activities of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg). *Fish & shellfish immunology*, 20(4), 536-547.

GÓNGORA-GÓMEZ, A. M.; GÁRCIA-ULLOA, M.; MUÑOZ-SEVILLA, N. P.; DOMÍNGUEZ-OROZCO, A. L.; VILLANUEVA-FONSECA, B. P.; HERNÁNDEZ-SEPÚLVEDA, J. A.; IZAGUIRRE, R. O. (2017). Heavy-metal contents in oysters (*Crassostrea*

gigas) cultivated on the southeastern coast of the Gulf of California, Mexico. *Hidrobiológica*, v. 27, n. 2, p. 219-227.

GOTADO R., PIAZZA G. A., TORRES E., SEVERO D. L., KAUFMAN V. (2018). Distribuição espacial e temporal das chuvas no estado de Santa Catarina. *Geosul*, 33(67), 253-276.

HAINES-YOUNG, R. & M.B. POTTSCHIN. (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Fabis Consulting, p. 53.

HERRMANN M. L. P. (2014). Atlas de Desastres Naturais do Estado de Santa Catarina: período de 1980 a 2010. atual. e rev. Florianópolis: IHGSC/Cadernos Geográficos.

HUGEN D. (2022). Dois rios estão em estado de emergência para enchentes e são monitorados em SC; veja cidades. Disponível em: <<https://ndmais.com.br/tempo/dois-rios-estao-em-estado-de-emergencia-para-enchentes-e-sao-monitorados-em-sc-veja-cidades/>>. Acesso em: 05/01/2023

INMET - Instituto Nacional De Meteorologia. Eventos extremos: chuvas intensas e onda de calor foram os destaques de dezembro de 2022 no Brasil. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/noticias/eventos-extremos-chuvas-intensas-e-onda-de-calor-atingem-diferentes-regioes-do-brasil-em-dezembro-de-2022>>. Acessado em: 05/01/2023

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. (2022). *Sixth assessment report: Climate change 2022: Impacts, adaptation and vulnerability*. Cambridge University Press. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>. Acesso em: 9 set, 2024.

IBGE. (1997). Estudos ambientais da Grande Florianópolis: Sistemas Naturais – Qualidade do Meio Ambiente às atividades agrícolas. Florianópolis (SC). 242 p.

LEE, C. L., CHEN, H. Y., & CHUANG, M. Y. (1996). Use of oyster, *Crassostrea gigas*, and ambient water to assess metal pollution status of the charting coastal area, Taiwan, after the 1986 green oyster incident. *Chemosphere*, 33(12), 2505-2532.

LOWE, M. R., SEHLINGER, T., SONIAT, T. M., & LA PEYRE, M. K. (2017). Interactive effects of water temperature and salinity on growth and mortality of eastern oysters, *Crassostrea virginica*: a meta-analysis using 40 years of monitoring data. *Journal of Shellfish Research*, 36(3), 683-697.

LUZ, A. (2019). Sul da Ilha: o maior berço das ostras catarinenses. Nd+, 2019. Disponível em: < <https://ndmais.com.br/economia/sul-da-ilha-o-maior-berco-das-ostras-catarinenses/>>. Acesso em: 05 nov.

MAGNAGO R. F., MEDEIROS P., RAIMUNDO R. P., COSTA S. C. (2021). Desastres Naturais no Estado de Santa Catarina - 1998 a 2019. *MIX Sustentável*, 7(4), 105-114.

MALLIN, M. A., ENSIGN, S. H., MCIVER, M. R., SHANK, G. C., & FOWLER, P. K. (2001). Demographic, landscape, and meteorological factors controlling the microbial pollution of coastal waters. *The Ecology and Etiology of Newly Emerging Marine Diseases*, 185-193.

NASCIMENTO R. (2002). Atlas Ambiental de Florianópolis: Instituto Larus (UFSC), 81p.

NEVES, J. (2017). Uso da Terra e a urbanização dos ambientes costeiros na ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. 2017. 364f. Dissertação de doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.

NUNES DA CUNHA, C. N., PIEDADE, M. T. F., & JUNK, W. J. (Eds.). (2014). *Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats*. EdUFMT.

NYMAN, J.; LEPAGE, B. A. (2011). Wetlands-Integrating Multidisciplinary Concepts. **Chapter**, v. 6, p. 115-128.

PÁEZ-OSUNA, F., H. M.; ZAZUETA-PADILLA & G. IZAGUIRRE-FIERRO. (1991). Trace metals in bivalves from Navachiste lagoon, México. *Marine Pollution Bulletin* 22 (6): 305-307. DOI:10.1016/0025-326x(91)90809-7.

PIZZI E. (2020). Análise de precipitação intensa e desastres naturais por meio de séries climatológicas no período de 1998 a 2009 no Vale do Itajaí e Grande Florianópolis em Santa Catarina. Engenharia Ambiental e Sanitária-Pedra Branca.

PMF, Prefeitura Municipal de Florianópolis. Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico - PMISB. (2010). Disponível em: https://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/20_08_2010_17.52.55.f36f3efbae9e3d317fc02f7512786bc9.pdf. Acesso em: 02 fev., 2023.

POTSCHIN M., HAINES-YOUNG R. 2.3. (2017). From nature to society. *Mapping Ecosystem Services*, 41.

RODRIGUES M. L. G., YNOUE R., ALVES M. P. (2011). Episódios de chuva intensa na região da grande Florianópolis/SC: análise preliminar dos eventos e caracterização sinótica. IV Simpósio Internacional de Climatologia, João Pessoa: SBMet.

RUPP, G. S., & PARSONS, G. J. (2004). Effects of salinity and temperature on the survival and byssal attachment of the lion's paw scallop *Nodipecten nodosus* at its southern distribution limit. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 309(2), 173-198.

RYBOVICH, M., LA PEYRE, M. K., HALL, S. G., & LA PEYRE, J. F. (2016). Increased temperatures combined with lowered salinities differentially impact oyster size class growth and mortality. *Journal of Shellfish Research*, 35(1), 101-113.

SANTA CATARINA. PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE SANTA CATARINA - PERH/SC. (2017). Disponível em: https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Plano%20Estadual/etapa_c/PERH_SC_Recomendacoes_enquadramento_CERTI-CEV_2017_final.pdf. Acesso em: 1 ago. 2024.

SANTOS, C. M. D. (2016). Impactos positivos e negativos do cultivo de bivalves em áreas costeiras.

ŠATALOVÁ, B.; KENDERESSY, P. (2017). Assessment of water retention function as tool to improve integrated watershed management (case study of Poprad river basin, Slovakia). *Science of the Total Environment*, v. 599, p. 1082-1089.

SCHNEIDERS A, MULLER F. 2.2. (2017). A natural base for ecosystem services. Mapping ecosystem services, 35.

SiBCS - Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Brazil). (1999). *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Serviço de Produção de Informação.

SILVA, M. C.; MATTEI, L. (2013). Breves notas sobre a demografia na região da Grande Florianópolis na primeira década do século XXI. *Revista NECAT-Revista do Núcleo de Estudos de Economia Catarinense*, v. 2, n. 3, p. 89-101.

DE SOUZA, R. V., NOVAES, A. L. T., GARBOSSA, L. H. P., & RUPP, G. S. (2016). Variações de salinidade nas Baías Norte e Sul da Ilha de Santa Catarina: implicações para o cultivo de moluscos bivalves. *Agropecuária Catarinense*, 29(3), 45-48.

DE SOUZA, R. V., DE CAMPOS, C. J. A., GARBOSSA, L. H. P., DE NOVAES VIANNA, L. F., & SEIFFERT, W. Q. (2018). Optimising statistical models to predict faecal pollution in coastal areas based on geographic and meteorological parameters. *Marine pollution bulletin*, 129(1), 284-292.

TORRES F. T. P. T., MACHADO P. J. D. O. (2008). Introdução à climatologia.

TROELL M, NAYLOR R L, METIAN M, BEVERIDGE M, TYEDMERS P H, FOLKE C, ARROW K J, BARRETT S, CREPIN A, EHRLICH P R, GREN A, KAUTSKY N, LEVIN S A, NYBORG K, OSTERBLUM H, POLASKY S, SCHEFFER M, WALKER B H, XEPAPADEAS T, ZEEUW A. (2014). Does aquaculture add resilience to the global food system?. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(37), 13257-13263.

TUCCI, C. E. M., & CLARKE, R. T. (1997). Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. *Rbrh: Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Porto Alegre, RS. vol. 2, n. 1 (jun. 1997), p. 135-152.*

TUCCI C. E., BERTONI J. C. (2003). Inundações urbanas na América do Sul (p. 471). Ed. dos Autores.

WOODROFFE C. D. (1995). Response of tide-dominated mangrove shorelines in Northern Australia to anticipated sea-level rise. *Earth Surface Processes and Landforms*, 20(1), 65-85.

2 Capítulo II - LEGISLAÇÃO AMBIENTAL E SUA IMPORTÂNCIA PARA PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

A legislação ambiental assume um papel fundamental na preservação e conservação de serviços ecossistêmicos indispensáveis para o ser humano (a_BRASIL, 2021). A Política Nacional de Biodiversidade (PNB) reconhece a importância desses serviços e evidencia a necessidade de integrá-los às políticas públicas (c_BRASIL, 2002). As regulamentações ambientais garantem a manutenção e recuperação dos ecossistemas. Sendo assim, são imprescindíveis para assegurar a continuidade de SE, que sustentam a vida e o bem-estar humano. Portanto, a implementação e o cumprimento rigoroso das normas ambientais são essenciais para a provisão sustentável dos SE.

Um estudo realizado no litoral português examina a relação entre biodiversidade, funcionamento dos ecossistemas e a provisão de serviços ecossistêmicos, com foco especial em ambientes estuarinos. Ele ressalta como a biodiversidade contribui para a estabilidade e resiliência dos ecossistemas, além de fornecer serviços essenciais como regulação hídrica e suporte alimentar. O estudo ainda destaca vários impactos negativos que as alterações na biodiversidade podem causar no bem-estar humano, evidenciando a relevância da conservação para mitigar esses efeitos (PINTO *et al.*, 2014).

O serviço ecossistêmico é discutido há muitos anos. No Brasil, por exemplo, em 1921, com o nome de "Serviço Florestal", já era reconhecido, assim como sua importância de evitar efeitos danosos de agentes atmosféricos, controle de desastres ocasionados pelo vento, deslocamento de areia e erosão do solo, através da conservação do meio ambiente (a_BRASIL, 1921).

O conceito de Áreas de Preservação Permanente (APP) foi introduzido pela legislação brasileira no Código Florestal de 1934 (Decreto nº 23.793, de 23 de janeiro de 1934). Embora o termo específico "Área de Preservação Permanente" não fosse empregado naquele momento, o texto já previa a necessidade de proteger espaços como margens de rios, encostas e topos de morros devido à sua relevância ambiental.

Mais tarde, o Código Florestal de 1965 (Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965) formalizou o uso do termo "Área de Preservação Permanente". Nessa nova legislação, as APPs foram definidas como áreas essenciais para preservar recursos hídricos, garantir a estabilidade do solo e manter a biodiversidade, como segue:

“II - área de preservação permanente: área protegida nos termos dos arts. 2º e 3º desta Lei, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas;” (Art. 1º, parágrafo 2º).

Portanto, apesar de o conceito de proteção existir desde 1934, foi apenas em 1965 que o termo "APP" foi incorporado oficialmente ao ordenamento jurídico brasileiro. As Áreas de Proteção Permanente (APP) são estabelecidas pelo art. 3º do Código Florestal, como: “[...] 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; [...]”. E, sua delimitação é estabelecida na Seção I desse mesmo documento, no art. 4º, considerando a borda do leito regular como parâmetro para estabelecer o tamanho da APP (BRASIL, 2012). Porém, Piedade e colaboradores (2012) entendem que a definição do tamanho da calha do rio para classificar uma APP deve ser feita através da largura dos corpos d'água com seu nível máximo, respeitando a dinâmica desse elemento, considerando cheias e épocas de estiagem.

Além disso, temos a discussão das áreas urbanas consolidadas que, de acordo com a Lei 14285/2021, sua definição tem como requisito estar incluída em plano diretor ou por lei municipal, dispor de sistema viário, organizado em quadras e lotes edificadas, apresentar drenagem fluvial, esgotamento sanitário, abastecimento de água potável, iluminação pública e manejo de resíduos. Ou seja, caso enquadre nesses padrões, a preservação de vegetação nativa não é necessária, mesmo tendo em conta o art. 4º, inciso III-B, onde conselhos municipais podem definir faixas marginais com não ocupação em áreas consideradas de risco (BRASIL, 2021), como dispõem:

“III-B - ao longo das águas correntes e dormentes, as áreas de faixas não edificáveis deverão respeitar a lei municipal ou distrital que aprovar o instrumento de planejamento territorial e que definir e regulamentar a largura das faixas marginais de cursos d'água naturais em área urbana consolidada, nos termos da [Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012](#), com obrigatoriedade de reserva de uma faixa não edificável para cada trecho

de margem, indicada em diagnóstico socioambiental elaborado pelo Município;”

2.1 LEIS, DECRETOS E RESOLUÇÃO QUE DISPÕEM SOBRE A REGRA DE USO E CONSERVAÇÃO DE MATAS NATIVAS

A análise legal no presente trabalho tem caráter qualitativo no que tange à conservação de APP's que bordeiam corpos d'água e áreas úmidas em geral, com o intuito de mensurar a capacidade de proteção que essas áreas possuem. Para isso, uma varredura das leis que citam tal conservação foi feita (Tabela 5), afim de entender a evolução da discussão a respeito.

Tabela 5. Leis, Decretos e Resoluções brasileiras, ano de aprovação e do que dispõem, em ordem cronológica.

Decreto nº 4.421	1921	Institui dentro do Ministério da Agricultura, Indústria e Comércio uma seção especial sob a denominação de Serviço Florestal do Brasil
Decreto nº 23.793	1934	Aprovação do Código Florestal
Lei nº 6.902	1981	Dispõem sobre a criação de Estações Ecológicas, Áreas de Proteção Ambiental e dá outras providências
Lei nº 6.938	1981	Dispõem sobre a Política Nacional do Meio Ambiente
Resolução CONAMA nº 1	1986	Dispõem sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental
Decreto nº 1.905	1996	Momento em que a Convenção de Ramsar incorpora plenamente o arcabouço legal do Brasil
Lei nº 9.433	1997	Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
Lei nº 9.985	2000	Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
Decreto nº 5.300	2004	Dispõem sobre regras de uso e ocupação da zona costeira
Lei nº 12.651	2012	Novo Código Florestal
Resolução nº 148	2012	Aprovado o Programa IX - Gestão de Recursos Hídricos integrados ao Gerenciamento Costeiro, incluindo as Áreas Úmidas do PNRH
Lei nº 14.119	2021	Estabelece a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais
Lei nº 14.285	2021	Dispõem sobre o parcelamento do solo urbano, para dispor sobre as áreas de preservação permanente no entorno de cursos d'água em áreas urbanas consolidadas
Decreto nº 11.550	2023	Dispõem sobre o Comitê Internacional sobre Mudança Climática

2.2 ANÁLISE DA LEGISLAÇÃO AMBIENTAL NO QUE DIZ RESPEITO À CONSERVAÇÃO DE MATA CILIAR

A legislação ambiental brasileira é extensa, porém foi feito um agrupamento das que melhor se enquadram nos objetivos do trabalho (Tabela 5). A importância do meio ambiente é discutida desde antes da Constituição Brasileira de 1988. No ano de 1921, o Decreto nº4.421 (BRASIL, 1921) cria o Serviço Florestal Brasileiro (SFBr) que, discutia a compensação de florestas suprimidas para fins econômicos. Porém, sempre com o viés de segurança pública, de

saúde e desenvolvimento econômico, e mediante liberação governamental, qualquer mudança poderia ser feita com perpétua exploração e economia das mesmas. De certa forma também, já existia pagamento por serviço ambiental, pois o Governo premiava a iniciativa particular que reflorestava em terrenos devastados ou de campos.

A proteção da vegetação nativa ganha um Código Florestal pela primeira vez em 1934, com o Decreto nº 23.793 (BRASIL, 1934), onde apresenta o Código das Águas, sendo o primeiro marco regulatório sobre recursos hídricos no Brasil. Nele foi definido o regime de uso das águas e lançadas as bases para a proteção de áreas adjacentes aos corpos d'água, incluindo áreas úmidas e matas ciliares. O Código Florestal ainda ganha uma atualização em 1965, onde introduz o conceito de Áreas de Preservação Permanente (APPs), incluindo margens de rios, encostas e nascentes. Essas áreas foram reconhecidas como fundamentais para prevenir a degradação ambiental, controlar a erosão do solo e proteger os recursos hídricos.

Na década de 1980, a Política Nacional do Meio Ambiente (a_BRASIL, 1981) avança na discussão da preservação de recursos hídricos, enfatizando a importância das áreas úmidas e das matas ciliares para a sustentabilidade ecológica. A Lei nº 6.902 é criada para discutir a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental, e no mesmo ano, a disposição da Política Nacional do Meio Ambiente, onde surge o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), com o objetivo de formular, avaliar e coordenar a política ambiental no país.

A questão dos corpos hídricos só aparece na Lei nº 9.433 em 1997. A Lei das Águas (BRASIL, 1997) consolida a abordagem integrada para a gestão de recursos hídricos. Mas antes, em 1992, dentro do cenário internacional, o Brasil torna-se signatário da Convenção de Ramsar, ressaltando sua necessidade para a biodiversidade e capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos, muito próximo da instituição do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) em 2000.

As resoluções nº 302 e 303 do CONAMA (a_BRASIL e b_BRASIL, 2002) foram cruciais para a conservação das áreas úmidas e de suas funções ecológicas, pois estabelecem proteção específica para margens de rios, reservatórios, manguezais e restingas. Porém, a revisão do Código Florestal (BRASIL, 2012) vem para flexibilizar as exigências de recuperação de áreas degradadas. Em 2004, o Decreto nº 5.300 é criado para fundamentar as regras de uso e ocupação da zona costeira. E, mesmo frente a tantas ferramentas legais de conservação do meio ambiente, como em 2004 com o Decreto nº 5.300, criado para fundamentar as regras de uso e ocupação da zona costeira, em 2020, as resoluções nº 302 e 303 do CONAMA são revogadas, reduzindo a proteção legal de AUs e, em 2021, o parcelamento do solo urbano ganha mais flexibilidade com a Lei nº 14.285.

No entanto, em 2021 com a Lei de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) (BRASIL, 2021) e em 2023 com o Decreto nº 11.550 (BRASIL, 2023), foi promovido mais incentivos para a conservação desses ecossistemas, com a “venda” de serviços ecossistêmicos e créditos de carbono. A evolução das leis brasileiras voltadas para áreas úmidas e matas ciliares pode ser encontrada na Figura 9, a seguir.

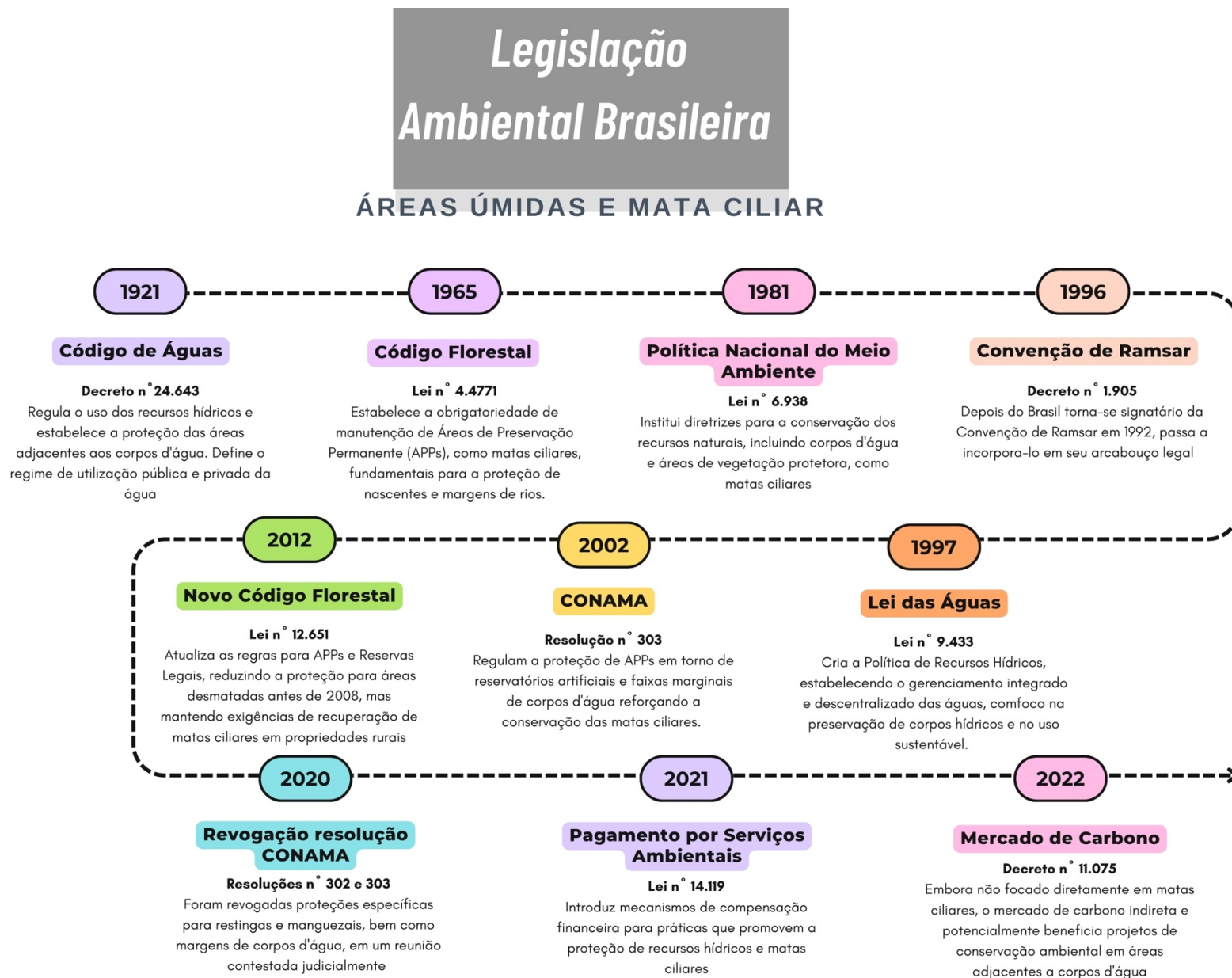


Figura 9. Evolução da Legislação Brasileira no que diz respeito as principais leis de proteção de áreas úmidas e matas ciliares, com o ano, o número da lei e descrição. Criado pela autora.

Como se percebe, a consciência da importância da conservação não é novidade nas discussões do poder público, mesmo frente ao que parece ser omissis. Em 1921, com o Decreto nº 4.421, já se discutia a compensação de florestas suprimidas para fins econômicos. Porém, a conservação tinha o objetivo voltado apenas para segurança pública, saúde e desenvolvimento econômico. Além disso, mediante liberação governamental, qualquer mudança poderia ser feita com perpétua exploração e econômica das mesmas. Mesmo assim, de certa forma, já existia pagamento por serviço ambiental, pois o Governo premiava a iniciativa particular que reflorestasse em terrenos devastados ou de campos.

Ainda existe a possibilidade de incentivar a conservação do meio ambiente. O NCF torna vantajoso para proprietários de áreas rurais possuir uma Reserva Legal (RL) superior à que lhe é obrigatória por lei, podendo instituir servidão ambiental, gerando renda (art. 13, parágrafo 1º). O pagamento ou incentivo a serviços ambientais são prioritariamente destinados aos agricultores familiares (art. 41, alínea b, inciso III, parágrafo 7º). No entanto, usando dados reais, Mamedes (2023) encontrou 80 programas espalhados pelo Brasil, dos quais 14 foram encerrados. E, além de mal distribuídos, estando concentrados nos biomas de Mata Atlântica (56%) e Cerrado (36%), existe pouca transparência e monitoramento. Mas, evidencia-se sua importância na melhoria da qualidade e quantidade de água através da conservação da vegetação nativa, do solo e da água. Portanto, tendo em vista a alta produção de mariscos na região do litoral catarinense (DOROW, 2013), e o alto fornecimento de SE desse macrohabitat, o PSA deveria ser um estímulo aos produtores locais a criar um compromisso com o uso sustentável desse recurso.

A Resolução nº 148/2012 é clara nas abordagens que devem ser seguidas em um ambiente costeiro, onde define que deve acontecer gestão da qualidade da água; integridade das funções ecológicas dos ecossistemas, uso sustentável de recursos, ordenamento e gestão territorial.

A Lei nº 9.985/2000, que institui o SNUC, esclarece que deve ser promovida a utilização dos princípios e práticas de conservação da natureza no processo de desenvolvimento. Porém, esse ideal de gestão não é visto além do documento que o descreve.

Então, se as leis, decretos e resoluções, que se baseiam na ciência e entendem a necessidade de controle, conservação e preservação do meio ambiente, faltaria maior

interesse do poder público em tomar atitudes baseadas em uma gestão ecologicamente correta, pensando na população que usufrui desses recursos?

2.3 VARIÂNCIA NA LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

Ao longo do tempo, as normas ambientais passaram por mudanças, ora se tornando mais rígidas, ora mais flexíveis. Para entender essa evolução, foi analisada a variação dessas regulamentações, levando em conta como elas afetam a preservação de AUs. O estudo seguiu uma abordagem qualitativa, buscando compreender os impactos reais das alterações legislativas nesse contexto.

Período de Rigidez (1934-1997): Normas como o Código Florestal de 1965 e a Lei das Águas (1997) impuseram restrições claras ao uso do solo em áreas de preservação. Representando, neste intervalo, um viés progressista na proteção dos ecossistemas.

Período de Expansão e Conflito (2002-2012): As resoluções do CONAMA de 2002 fortaleceram a proteção das APPs, mas o Novo Código Florestal de 2012 introduziu mecanismos que flexibilizaram obrigações de mitigação e conservação, o que gerou debates sobre o equilíbrio entre conservação e desenvolvimento econômico.

Período de Retrocesso e Adaptação (2020-2023): A revogação das resoluções do CONAMA nº302 e nº303 e a Lei nº 14.285/2021 resultaram em maior autonomia para estados e municípios, reduzindo a uniformidade da proteção ambiental. Por outro lado, políticas de pagamento por serviços ambientais surgiram como alternativas para compensar os impactos negativos dessas flexibilizações.

2.4 CONCLUSÃO

A legislação ambiental brasileira vem evoluindo com movimentos pendulares entre avanços na proteção de AUs e retrocessos que comprometem a conservação ambiental. A flexibilização de normas recentes aponta desafios na manutenção da integridade ecológica, sendo indispensável fortalecer mecanismos de monitoramento e incentivos para a adoção de práticas sustentáveis.

O cenário atual sugere que é indispensável uma governança ambiental equilibrando desenvolvimento econômico e conservação ambiental, garantindo que as políticas de proteção não sejam enfraquecidas diante de interesses setoriais. Estudos futuros devem focar na eficácia das políticas de PSA e na implementação de

regulamentações mais rigorosas para conter a degradação desses ecossistemas essenciais para a resiliência climática e hídrica do país.

2.5 REFERÊNCIAS

BRASIL. Decreto nº 4.421, de 31 de dezembro de 1921. Cria o Serviço Florestal Brasileiro. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2 jan. 1922, seção 1, p. 15. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br>. Acesso em: 22 out. 2024.

BRASIL. Decreto nº 23.793, de 23 de janeiro de 1934. Aprova do código florestal. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 9 de fev. 1934, seção 1, p. 2882. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br>. Acesso em: 22 out. 2024.

a_BRASIL. Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981. Dispõe sobre a criação de estações ecológicas e áreas de proteção ambiental, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 28 abr. 1981, seção 1, p. 6373. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br>. Acesso em: 22 out. 2024.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2 set. 1981, seção 1, p. 16509. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: 22 out. 2024.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 1, de 23 de janeiro de 1986. Estabelece definições, responsabilidades, critérios básicos e diretrizes gerais para o uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 17 fev. 1986, seção 1, p. 2548. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Conama/resol/res86/res0186.htm. Acesso em: 22 out. 2024.

BRASIL. Decreto nº 1.905, de 16 de maio de 1996. Promulga a Convenção Relativa às Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat de Aves Aquáticas (Convenção de Ramsar). Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 17 maio 1996, seção 1, p. 8492. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/d1905.htm. Acesso em: 22 out. 2024.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 9 jan. 1997. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm. Acesso em: 22 out. 2024.

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. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 19 jul. 2000. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em: 22 out. 2024.

a_ BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 302, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre a proteção das áreas úmidas brasileiras. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 21 mar. 2002.

b_ BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 303, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre a proteção de áreas úmidas e define os critérios para o manejo de áreas de preservação ambiental. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 21 mar. 2002.

c_ BRASIL. Decreto nº 4.339, de 22 de agosto de 2002. Dispõe sobre os princípios e diretrizes para a implementação da Política Nacional de Biodiversidade. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 23 ago. 2002. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/D4339.htm. Acesso em: 6 jan. 2025.

BRASIL. Decreto nº 5.300, de 7 de dezembro de 2004. Regulamenta a Lei nº 7.661, de 16 de maio de 1988, que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 8 dez. 2004. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2004/decreto/d5300.htm. Acesso em: 22 out. 2024.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Código Florestal. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 28 maio 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/2012/L12651.htm. Acesso em: 22 out. 2024.

BRASIL. Resolução nº 148, de 15 de maio de 2012. Política Nacional de Gestão Integrada de Recursos Hídricos e o Gerenciamento Costeiro. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 16 maio 2012. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-148-de-15-de-maio-de-2012-6179949>. Acesso em: 22 out. 2024.

a_BRASIL. Lei nº 14.119, de 13 de julho de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 14 jul. 2021.

BRASIL. Lei nº 14.285, de 29 de dezembro de 2021. Altera a Lei nº 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. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 dez. 2021.

BRASIL. Decreto nº 11.550, de 5 de junho de 2023. Dispõe sobre a criação e a atuação do Comitê Intergovernamental sobre Mudança Climática e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 13 jan. 2023.

DOROW R. (2013). Coordenação e governança: um estudo de caso na cadeia de malacocultura da grande Florianópolis.

MAMEDES, I. M. (2023). Towards a better understanding of brazilian payments for ecosystem services programs.

PIEIDADE, M. T. F., JUNK, W. J., DE SOUSA JR, P. T., DA CUNHA, C. N., SCHÖNGART, J., WITTMANN, WITTMAN, F.; CANDOTTI, E.; & GIRARD, P. (2012). As áreas úmidas no âmbito do Código Florestal brasileiro. *Código Florestal ea*

ciência: o que nossos legisladores ainda precisam saber. Sumários executivos de estudos científicos sobre impactos do projeto de Código Florestal, 9-17.

PINTO, R., DE JONGE, V. N., & MARQUES, J. C. (2014). Linking biodiversity indicators, ecosystem functioning, provision of services and human well-being in estuarine systems: application of a conceptual framework. *Ecological indicators*, 36, 644-655.

3 Capítulo III - ÍNDICE DE PROPENSÃO A INUNDAÇÃO – O CASO DO LITORAL CATARINENSE

Marcela Ribeiro e Silva Teixeira¹, Carla Mourão², Eraldo Matricardi, José Salatiel Rodrigues Pires⁴

RESUMO

A Mudança Climática deixou de ser uma hipótese assustadora e tornou-se realidade há vários anos atrás. Eventos extremos causados pelas mudanças repentinas do clima já preocupam a sociedade e seus governantes. Impactos causados pela inundação, de acordo com EM-DAT, são os principais causadores de desastres naturais a nível mundial. O uso e ocupação do solo tem influência sobre a paisagem, conseqüentemente, sobre eventos extremos. Dessa forma, reconhecer as áreas com maior risco de inundação torna-se uma ferramenta indispensável ao pensar em planejamento urbano e plano diretor municipal. Sendo assim, foi proposta a criação de um índice de Propensão de Inundação (PI) através de uma soma matricial de diferentes indicadores da paisagem, como: índice topográfico de umidade, HAND Model, precipitação, uso e ocupação e tipo de solo. O índice foi aplicado no litoral central e sul do estado de Santa Catarina em dois cenários distintos: i) cenário I, paisagem sem modificação e ii) cenário II, adição de matas ciliares independente do uso consolidado. Para então, identificar quais áreas têm maiores chances de sofrer com casos de inundação e a influência da mata ciliar e áreas úmidas como provedores de serviços ecossistêmicos. Para o litoral centro, foi adicionado 1243 ha de mata ciliar, com isso, 1% de mudança da paisagem diminuiu o PI de alta capacidade em 40%. Para o litoral sul, com a adição de 1808 ha de mata ciliar, o aumento de 2,52% diminuiu o PI de alta capacidade em 20%. Matas ciliares e áreas úmidas são extremamente importantes para a provisão de serviços que controlam efeitos de inundação. Saber como trabalhar a paisagem para permitir o desenvolvimento econômico exige conservação do meio ambiente, respeitando sua paisagem natural provedora de serviços ecossistêmicos.

Palavras chave: Propensão a inundação, Serviços Ecossistêmicos, Conservação, Mata ciliar

ABSTRACT

Climate Change is no longer a frightening hypothesis but has become a reality several years ago. Extreme events caused by sudden climate changes are already a concern for society and its governments. According to EM-DAT, impacts caused by flooding are the leading cause of natural disasters worldwide. Land use and land cover influence the landscape and, consequently, extreme events. Therefore, recognizing areas with higher flood risk becomes an indispensable tool when considering urban planning and municipal master plans. Thus, the creation of a Flood Propensity Index (FPI) was proposed through a matrix sum of different landscape indicators, such as: topographic wetness index, HAND Model, precipitation, land use and cover, and soil type. The index was applied to the central and southern coastal regions of the state of Santa Catarina in two distinct scenarios: i) scenario I, an unmodified landscape, and ii) scenario II, the addition of riparian forests regardless of consolidated land use. This was done to identify areas with a higher likelihood of flooding and to assess the influence of riparian forests and wetlands as providers of ecosystem services. For the central coast, 1243 ha of riparian forest were added, resulting in a 1% change in the landscape, which decreased the high-capacity FPI by 40%. For the southern coast, with the addition of 1808 ha of riparian forest, a 2.52% increase in the landscape reduced the high-capacity FPI by 20%. Riparian forests and wetlands are crucial for providing services that control flooding effects. Understanding how to manage the landscape to allow economic development requires environmental conservation while respecting its natural landscape, which provides essential ecosystem services.

Key-words: Flood Propensity, Ecosystem Services, Conservation, Riparian Forest

3.1 INTRODUÇÃO

A frequência dos desastres naturais vem aumentando drasticamente desde os anos 70 (YAMAMURA, 2015). É esperado que eventos mais extremos e mais frequentes ocorram em um futuro próximo, devido às mudanças rápidas das condições climáticas, que acabam desencadeando tais fenômenos. O grande risco nessa situação é a ocorrência recorrente de desastres naturais, acarretando no prejuízo da capacidade de um país de se recuperar e se preparar para futuros eventos, o que agrava a vulnerabilidade das populações expostas (CAPPELLI, 2021).

Por essa razão, a discussão da provisão de Serviços Ecossistêmicos (SE) torna-se tão imediata. Após tantos anos dedicados aos estudos dos serviços prestados pelo meio natural, as áreas úmidas, que representam um dos principais ecossistemas capazes de prover os serviços de moderação de distúrbios e regulação do fluxo de água (TEIXEIRA, 2020), têm se destacado. Esses serviços são resultado das funções ecológicas do macrohabitat, que respondem aos ativos naturais dos ecossistemas, ou seja, ambientes biodiversos (LATERRA *et al.*, 2011).

De acordo com o “The International Disaster Database” (EM-DAT, 2018), o principal causador de desastres naturais a nível mundial são as inundações, seguidas de tempestades extremas. E, segundo os resultados alcançados por Peduzzi *et al.* (2009), a frequência e magnitude de desastres naturais de cunho hidro-meteorológico mudam de acordo com a mudança climática. Mesmo tendo conhecimento sobre a importância de áreas úmidas para o bem-estar e sobrevivência da população e controle da economia, o Código Florestal deixa a desejar no momento de sua proteção legal (PIEDADE *et al.*, 2012).

De acordo com a literatura, o litoral catarinense já mostrou propensão a casos de inundação e enchentes quando há excesso de chuvas, e estudos climáticos já evidenciaram a inclinação ao aumento de chuvas por conta do El Niño e mudança climática (RODRIGUES, YNOUE & ALVES, 2011; GOTADO *et al.*, 2018; MAGNAGO *et al.*, 2021). Além disso, cidades costeiras apresentam um agravante em eventos extremos, pois somam-se as enchentes dos rios com a fase de maré sizígia (MARENGO *et al.*, 2016).

Alguns fatores são chave para favorecer riscos de inundação, entre eles destacam-se: a topografia, considerando a acumulação do fluxo hídrico e modelo de elevação; hidrologia e geomorfologia, com volume de escoamento e umidade do solo; uso e

ocupação do solo, tendo em conta vegetação natural, uso do solo, mudança na vegetação, mudança no uso, infraestruturas lineares e áreas construídas. E como fator desencadeante para inundações em áreas costeiras, as marés tornam-se um gatilho perigoso (VAN WESTEN, 2013).

Então, o presente estudo foca em uma análise de diferentes cenários baseados no uso e ocupação do solo, submetidos a diferentes níveis de precipitação, para criar um índice de Propensão de Inundação (PI) para a paisagem. Para isso, foi feito: i) cenário I: uma análise do uso e ocupação na atualidade; ii) cenário II: mudança do uso e ocupação do solo, respeitando áreas de APP, independente do uso consolidado; iii) cálculo matricial da capacidade de controle de inundação. Gerando uma fórmula aplicada em sistema de informação georreferenciada, podendo ser de qualquer área de interesse, com o intuito de qualificar áreas-chave para conservação associadas a áreas que disponham de SE de controle de inundação, a fim de prevenir desastres de inundação.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo: litoral centro e litoral sul de Santa Catarina

No litoral centro, foram analisadas as cidades: São José, Florianópolis (continente), Palhoça e Santa Amaro da Imperatriz, que fazem parte da Região Hidrográfica 8 (RH8). E as cidades de interesse do litoral Sul, sendo: Sombrio, Balneário Gaivota, Santa Rosa do Sul, Passo de Torres e São João do Sul, localizadas na Região Hidrográfica 10 (RH10) (Figura 10).

Dentro da RH8, existem quatro bacias hidrográficas, porém, no presente trabalho, citaremos apenas a Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão, que totaliza 1.428 km², dos quais 342 km² de sua área estão inseridos no Parque Estadual da Serra do Tabuleiro. Essa bacia corresponde, então, a aproximadamente 14% da área total da região.

A RH10 é formada por três bacias hidrográficas, e para o interesse do trabalho, será considerada apenas a Bacia do Rio Araranguá, com área total de 3.502 km², situada na divisa do estado de SC e Rio Grande do Sul (RS) (SANTA CATARINA, 2024).



Figura 10. Localização das cidades de interesse ao centro e, cidades no extremo sul do estado.

3.2.2 Índice de Propensão de Inundação

A função de controle de inundação a partir do uso e ocupação da terra desenvolvida nesse trabalho foi baseada, em partes, pelo trabalho de Šatalová & Pavol (2017), com o objetivo de determinar a capacidade de controle de inundação de uma paisagem em duas bacias de características topográficas diferentes. O cálculo matricial foi realizado usando a mesma lógica dos autores, porém com substituição de alguns parâmetros para aqueles que melhor se encaixavam no objetivo dessa pesquisa, sendo eles:

Precipitação (P): Os valores pluviométricos foram estabelecidos a partir da tabela de escores, considerando chuva muito baixa com <400 mm com escore igual a 0,5, chuvas médias com 1200 a 1400 mm e escore 2; e chuvas intensas com >2600 mm e escore 3,5, com peso 4.

Hand model (HM): considerado uma versão do Modelo Digital de Elevação (MDE), normalizado pela rede de drenagem representando uma realidade geométrica da superfície, com curvas de nível que indicam potencial de inundação do terreno. Esse Modelo utiliza, a direção de fluxo e acumulação da água baseado na topologia da

paisagem. Também, considera uma distribuição lateral e uniforme de inundação ao longo da rede de drenagem, em função da altimetria (MOMO *et al.*, 2016). Esse modelo, usa como parâmetros o Modelo Digital de Elevação, Direção de Fluxo de Água e Área de Acúmulo de Água. Sendo, os mesmos parâmetros usados no Topographic Wetness Index (TWI), nesse estudo leva o peso 3,5.

Uso e Ocupação do Solo (Iulc): extraído do MAPBIOMAS coleção 8.0, onde as áreas de interesse apresentam: Silvicultura; Praia, duna e areial; Apicum; Soja; Formação florestal; Manguezal; Área úmida; Pasto; Pastagem; Mosaico de uso; Área urbana; Solo exposto; Afloramento rochoso; mineração; Aquicultura; Corpos d'água; Arroz; Soja; Lavouras temporárias e Restinga arbórea, com peso 3.

Nesse caso foi considerado o uso e ocupação do solo atual, e um cenário de uso e ocupação desconsiderando áreas urbanas consolidadas e respeitando áreas de APPs, conforme Lei Federal nº 9.605 de 1988, regulamentada pelo Decreto nº 3.179 de 1999 e Estadual nº 5.887 de 1995.

Distância euclidiana (DE) – Foi definida a partir do cenário II, onde as APP's de matas ciliares foram adicionadas manualmente em todas as margens de corpos d'água, desconsiderando o uso consolidado. Para então ser aplicado a Distância Euclidiana na forma de um mapa rasterizado graduado, com valores de pixel variando do maior para o menos de acordo com a proximidade da APP. Tais mapas foram reclassificados diminuindo o valor de influência no controle de inundação, à medida que se distância do corpo d'água. Considerando o escore -2.5 sendo a área mais próximo e, 0 o mais afastado das matas ciliares, com peso 3.

Solo (textura (Tex) e transmissividade (Trans)) – A pedologia da área, foi obtida através de dados da Embrapa (https://www.bdsolos.cnptia.embrapa.br/consulta_publica.html). A textura (peso 2) e transmissividade (peso 1,5) foi feita através do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBICS, 1999). Também, foi seguido a nomenclatura de classe estabelecido pelo Embrapa, como segue: Cxa – Cambissolo háplico alumínico; CXdb – Cambissolo háplico Tb distrófico; CYbd – Cambissolo flúvico Tb distrófico; DN – Dunas; Eko – Espodossolo humilúvico órtico; ESKg – Espodossolo ferrilúvico hidromórfico; GXbd – Gleissolo háplico Tb distrófico; Gxve – Gleissolo háplico Ta eutrófico; GZn – Gleissolo sálico sólico; Oxy – Organossolo háplico hêmico; PVAa – Argissolo Vermelho Amarelo Alumínico; PVAd – Argissolo vermelho amarelo distrófico; Rld – Neossolo litólico

distrófico; RQg – Neossolo quartzarênico hidromórfico; Rqo – Neossolo quartzarênico órtico.

Assim sendo, os mapas rasterizados de cada parâmetro foram reclassificados respeitando os escores sugeridos e, aplicados na fórmula que segue:

$$Pi = (P*4) + (HM * 3.5) + (lulc * 3) + (DE * 3) + (Tex * 2) + (Trans * 1.5)$$

A tabela completa com os escores e peso para cada parâmetro usado na fórmula acima, podem ser encontrados no Anexo 3 e a versão resumida na Tabela 6. Os escores foram definidos a partir da sua significância hídrica (SH) como visto no Capítulo I dessa tese e a partir da bibliografia usada nesse trabalho usando como parâmetro principal funções e processos ecossistêmicos capazes de prover SE relacionados a categoria regulação e manutenção do meio.

Tabela 6. Valores mínimos e máximos dos escores e peso para os parâmetros usados na fórmula de índice de propensão a inundação, aplicado em mapa rasterizado e reclassificado com valores de pixel dentro dos intervalos sugeridos.

Parâmetros	Peso	Escore
1. Precipitação	4	+3.5; +3; +2.5; +2; +1.5; +1; +0.5
2. Hand Model	3.5	+1; 0; -1
3. Lulc	3	+3; +2.5; +2; +1.5; +1; +0.5; -1; -2; -3
4. DE	3	+2; +1.5; +1; +0.5; -0.5; -1; -1.5
5. Textura	2	+2; +1.5; +1; +0.5; -0.5; -1; -1.5
6. Transmissividade	1.5	+1; 0; -1

3.2.3 Diferentes cenários de uso e ocupação do solo: com e sem apps em área consolidada

Para definição do uso e ocupação do solo, foi utilizado o MapBiomias 8.0 do ano de 2023, como citado anteriormente. No “Cenário I” considerou-se o uso da terra respeitando as áreas naturais e antropizadas, como fornecido pela plataforma de dados, sem nenhuma alteração.

Porém, para o “Cenário II”, considerando a Lei nº 12.651/2012, na Seção I art. 4º, que determina as APP em zonas rurais ou urbanas, as faixas marginais de qualquer curso d'água, como:

“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: (Inciso com redação dada pela Lei nº 12.727, de 17/10/2012)

- 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; [...]

o uso e ocupação da terra foi modificado, adicionando matas ciliares em todas as áreas marginais de todos os corpos d'água presente na área de interesse., como rege a lei previamente citada, desconsiderando qualquer área urbana consolidada (Lei nº 14.285/2021). Para tal, foi desenhado polígonos dentro do software QGis, em volta de todos os corpos d'água encontrados, para então traçar um buffer respeitando a largura das margens protegidas (APPs) baseado na borda da calha do leito regular, seguindo as distâncias mínimas propostas em lei.

Vale ressaltar que, nessa análise, cada pixel encontrado no mapa recebe um valor baseado no parâmetro já apresentado. Quando o mapa da mesma área é sobreposto entre todos os parâmetros, multiplicado pelo peso e somado, cada pixel recebe um novo valor. Nesse momento, cria-se um novo mapa com a fórmula aplicada. Porém, a representação em mapa é linear, e não gradual. Então, não é possível ver a influência gradual da mata ciliar como prestadora de SE de controle de inundação. Portanto, foi pensado em criar um buffer, de escore e peso gradual e menor do que a mata ciliar, para que represente a influência da mata, além de onde está localizada (Figura 11). Sendo assim, foi usado a

distância Euclidiana através da extensão “GRASS” no QGis, que gera um raster de distância para feições da camada de entrada, no caso, a camada de APPs.

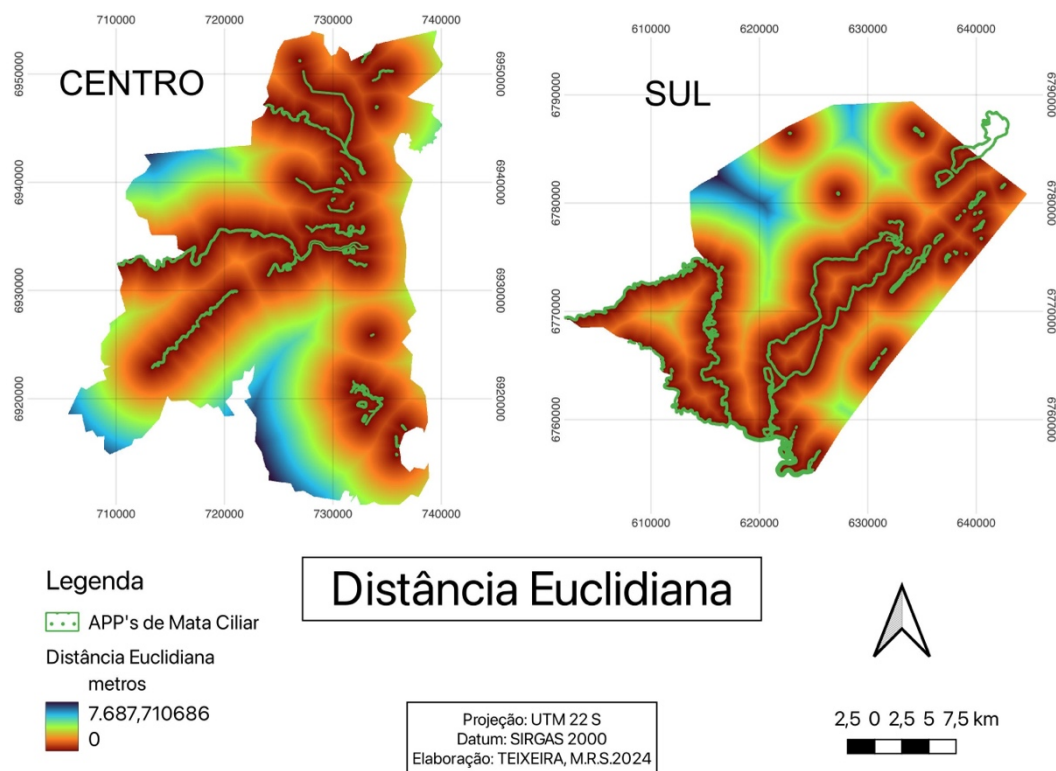


Figura 11. Distância Euclidiana entre a área de estudo e as APP's inseridas em margens de corpos d'água, em metros.

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Cenário I: uso e ocupação do solo sem modificações

No contexto como está apresentada a paisagem em ambas as áreas estudadas, vê-se a região central com grandes manchas verdes de floresta com 48,87% da área total e pouco mais de 25% de área antropizada (Figura 12). Essa disposição se dá por conta das Unidades de Conservação e o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro presente na área.

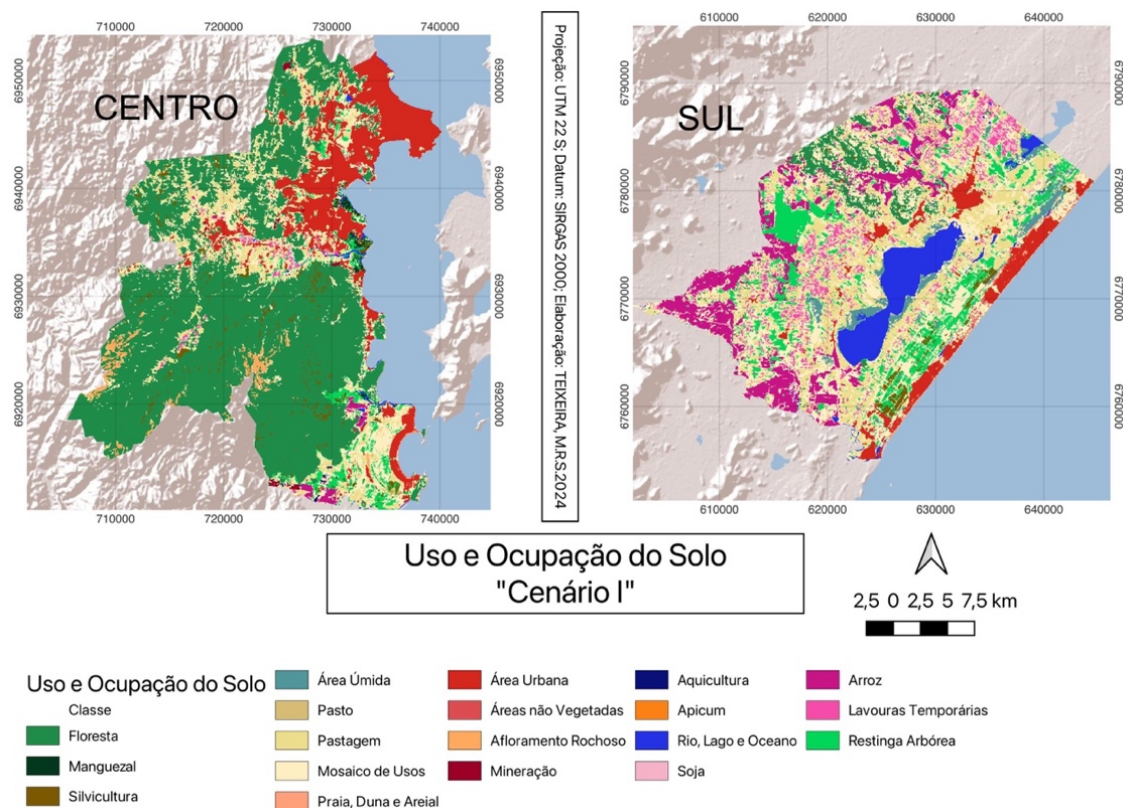


Figura 12. Uso e ocupação do solo, obtido pelo MapBiomas 8.0 para as áreas litoral centro e sul na costa catarinense.

Em contrapartida, o litoral sul apresenta 74% do uso e ocupação do solo com áreas antropizadas e apresenta apenas 25% de áreas naturais. Vale ressaltar que, a região sul tem mais de 7 mil ha de produção de arroz, que se assemelha às condições das áreas úmidas. Dessa forma, essa área apresenta 20%, que equivale a pouco mais de 14.800 ha de áreas úmidas (Tabela 6).

Tabela 7. Uso e ocupação do solo do litoral centro e sul, com área em ha.

	Centro (ha)	Sul (ha)
Formação Florestal	59509,12	3153,95
Maguezal	1789,74	
Silvicultura	3436,65	868,66
Área Úmida	15,83	2405,70
Pasto		10,53
Pastagem	7604,87	14157,03
Mosiaco de Uso	17303,05	21078,77
Praia, Duna e Areial	684,01	328,89
Área Urbana	18839,51	3882,42
Solo Exposto	544,24	343,57
Afloramento Rochoso	1339,94	
Mineração	244,14	
Aquicultura	48,31	0,72
Apicum	117,19	5033,20
Corpos D`água	3629,38	615,20
Soja	2,88	7401,39
Arroz	463,81	4610,40
Lavouras Temporárias	469,05	7659,38
Restinga Arbórea	5726,92	
TOTAL	121768,64	71549,81

3.3.2 Cenário II: uso e ocupação do solo, com a criação de APP's em áreas de mata ciliar

As APP's criadas no litoral central, a fim de representar a determinação da Lei nº 12.651/2012, totalizaram uma área de 1243 ha (Figura 13), onde mais de 61% é, na realidade, representada por áreas antropizadas, com 34% sendo mosaico agrícola e 16% áreas urbanas (Figura 14). Ou seja, mais da metade das áreas às margens de rios, córregos, lagos e represas apresentam solo impermeabilizado.

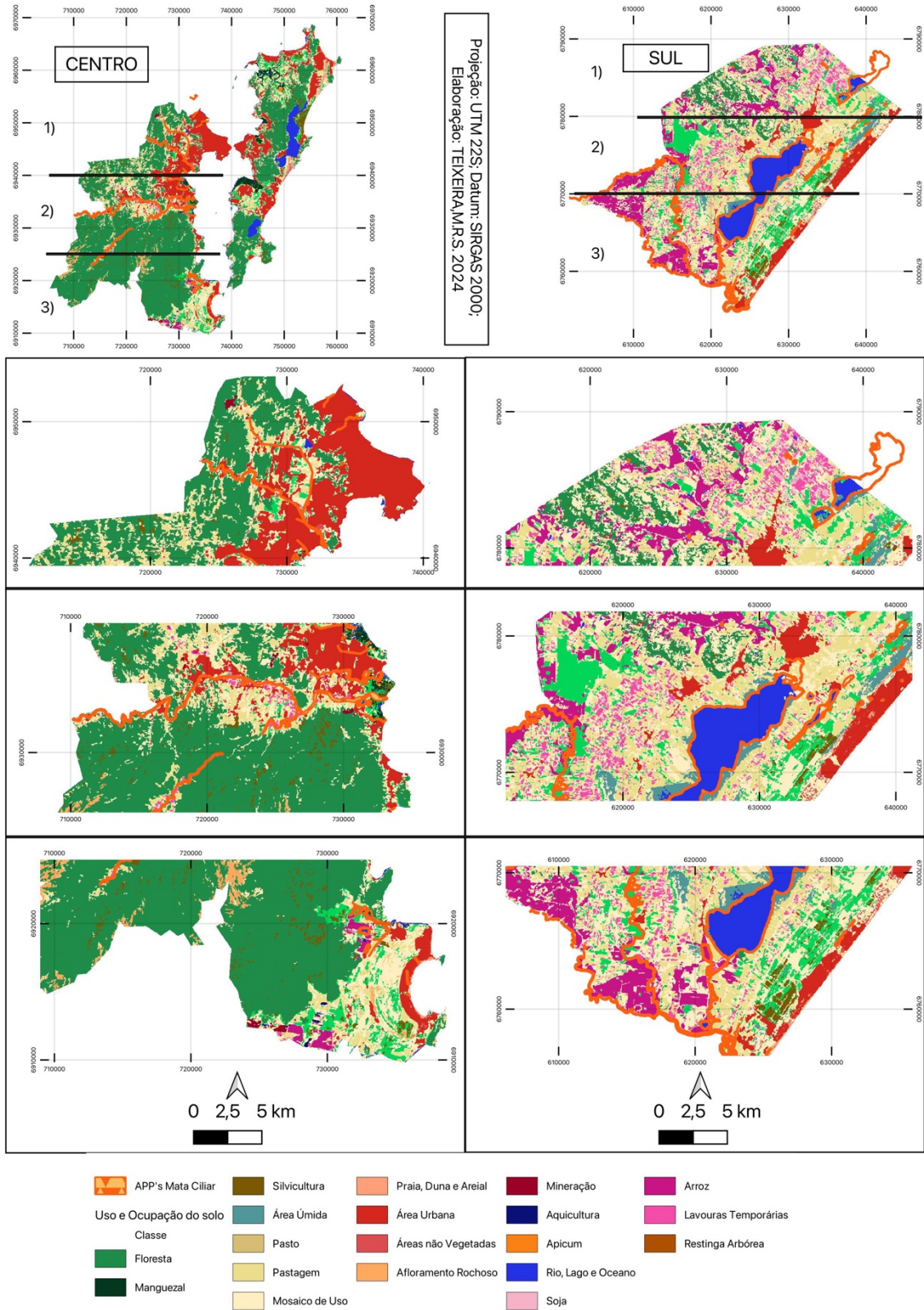


Figura 13. Cenário II: mudança no uso e ocupação adicionando as APP's de mata ciliar nas áreas de interesse.

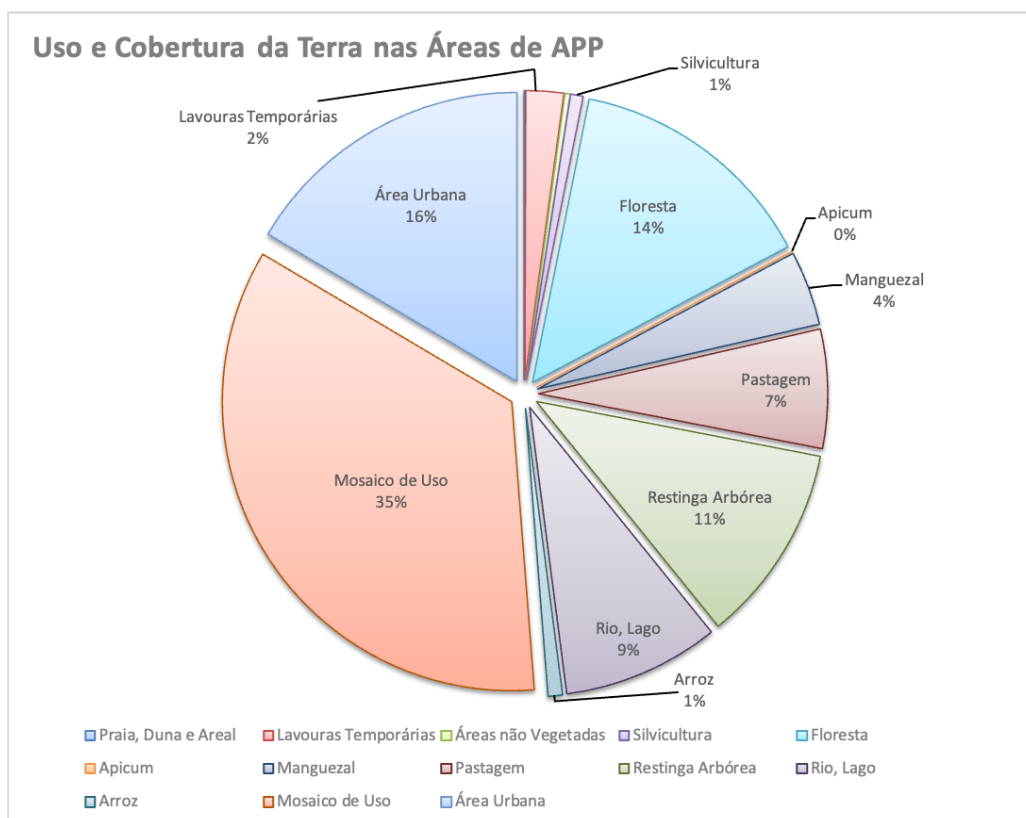


Figura 14. Macrohabitats presentes dentro das áreas de APP criadas as margens dos corpos d'água do litoral central.

No litoral sul, foi desenhado 1808 ha de APP's em margens dos corpos d'água, onde 4,1 ha são florestas e 45.212 ha são de áreas antropizadas (Figura 15). Sendo assim, as áreas de maior interesse para provisão de SE de controle de inundação, apresenta macrohabitats que precarizam a provisão de tais serviços.

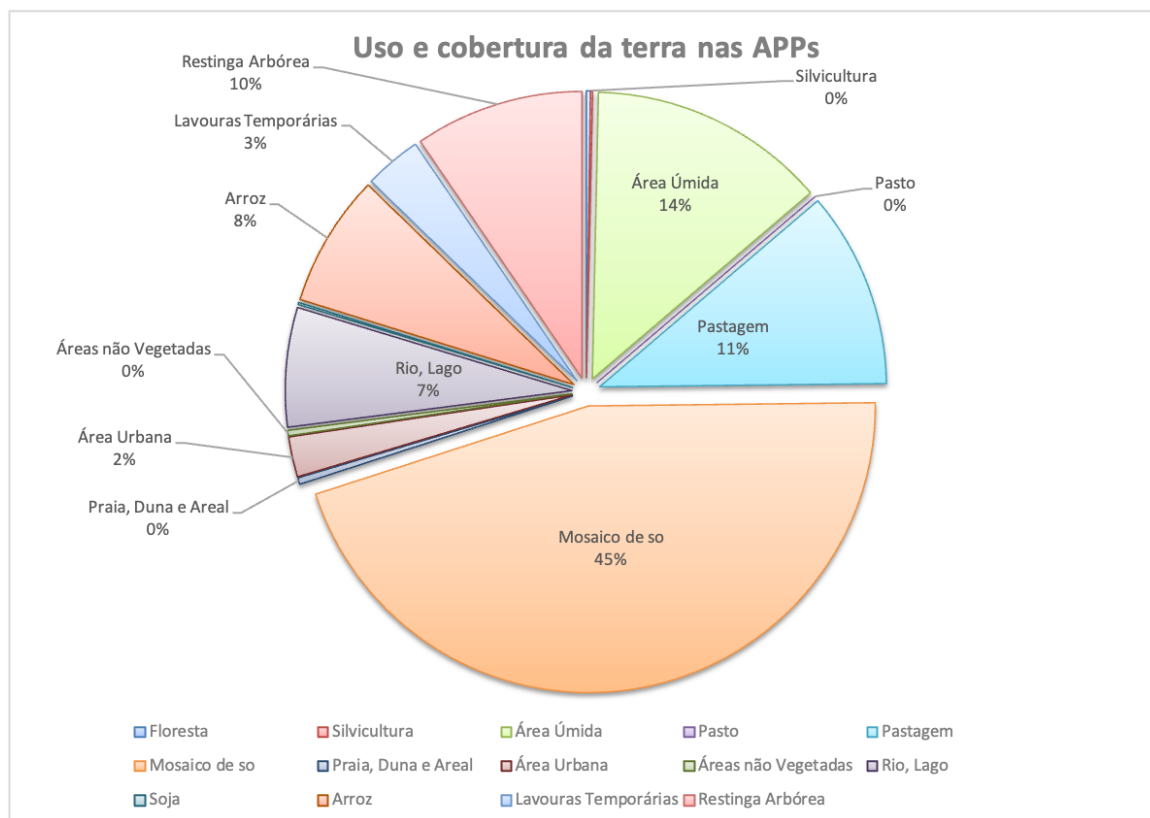


Figura 15. Macrohabitats presentes dentro das áreas de APP criadas as margens dos corpos d'água do litoral sul.

3.3.3 Análise do Índice de Propensão a Inundação (PI)

Foi definido quatro índices de PI. Respeitando a variação de valores dos pixels encontrados após a aplicação da fórmula proposta, obteve-se: pixel ≤ 10 – “Improvável”; pixel 10,1 a 20 – “Baixa”; pixel 20,1 a 30 – “Média”; pixel ≥ 30 – “Alta”.

Quando a fórmula considera apenas as APP's adicionadas às margens dos corpos d'água, a diferença não é significativa. Afinal, apenas matas ciliares entre 30 a 100 metros foram apontadas, sem levar em consideração sua área de atuação tanto direta como indireta. Sendo assim, a adição da distância euclidiana como parâmetro permitiu criar um gradiente, levando em consideração a distância dos macrohabitats de cada mata ciliar criada. Quando respeitada a área de influência das APP's, com o auxílio da distância Euclidiana, a resposta do meio à mudança do nível de precipitação é expressiva, diminuindo áreas com PI “Alta” e aumentando as áreas de PI “Baixa” e “Improvável” (Figura 16).

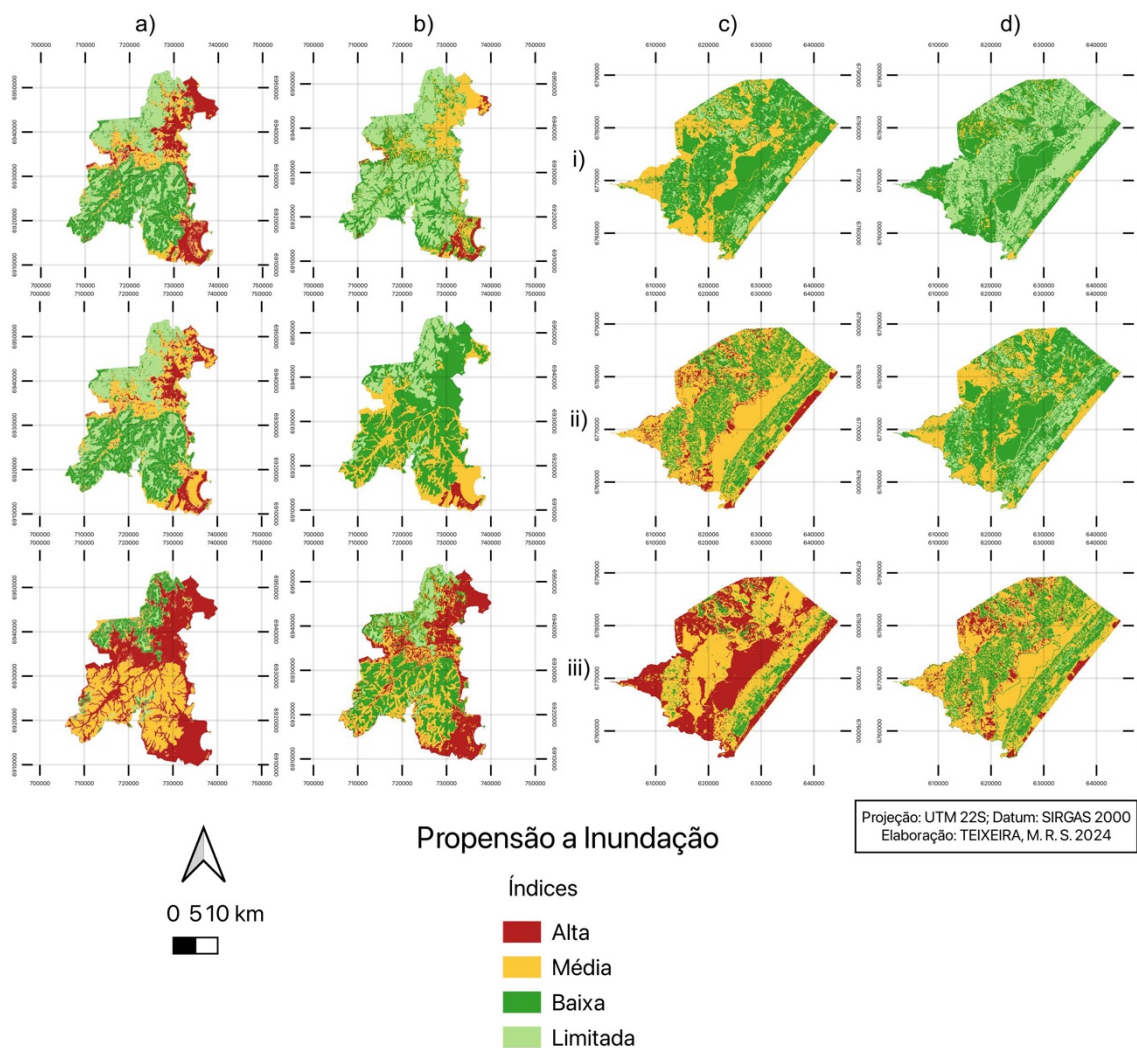


Figura 16. Mapa de comparação entre os cenários propostos com a aplicação da fórmula de índice de Propensão a Inundação, sendo: coluna a) litoral centro no cenário I; coluna b) litoral centro no cenário II; coluna c) litoral sul no cenário I; coluna d) litoral sul no cenário II; linha i) precipitação ≤ 400 mm; linha ii) precipitação de 1200 a 1400 mm; linha iii) precipitação $\Rightarrow 2600$ mm.

3.3.4 Litoral Central

O litoral central apresenta 34% da área sobre “Baixa” PI, o que pode ser atribuído à grande área de unidade de conservação presente na região. Com chuvas de baixo impacto, menor ou igual a 400mm de precipitação, na área sem APP, as classes de “Alta” e “Média” propensão a inundação abrangem praticamente a mesma área, com pouco mais de 15.500 ha. Quando a mata ciliar é considerada, o índice de “Alta” PI cai para pouco mais de 3 mil ha, enquanto a classe “Improvável” tem um aumento de quase 18 mil ha.

Considerando precipitação entre 1200-1400mm, também é possível ver diferença na resposta do meio. A paisagem apresenta uma diminuição de 11% nas áreas de “Alta” e aumento de 20% nas áreas de “Baixa” propensão.

Chuvas com mais de 2600 mm de precipitação demonstram cenários extremos, porém, que ocorreram no passado. Nesse caso, as matas ciliares localizadas às margens dos corpos d’água diminuíram de 48% para 28% as áreas de “Alta” propensão a inundação (Figura 17).

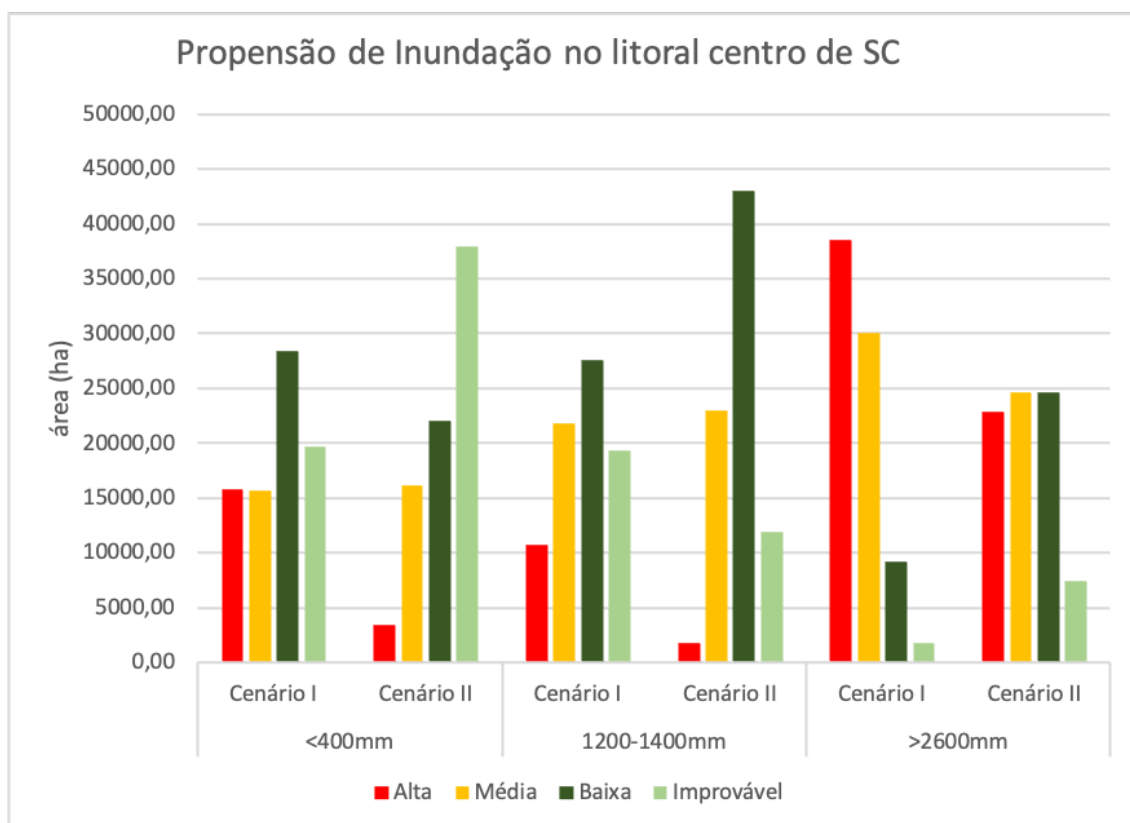


Figura 17. Gráfico com a área em ha da Propensão de Inundação com diferentes volumes de precipitação, nos Cenários I e II, para o litoral central.

3.3.5 Litoral Sul

Pela diferença topográfica na paisagem do litoral sul, os resultados apresentam outro padrão quando comparado com o litoral centro. Com pouca precipitação (<400 mm), a paisagem apresenta apenas 33 ha de área com “Alta” propensão a inundação, e quando consideradas as APP’s, esse valor cai para 0.

A precipitação entre 1200 e 1400 mm faz com que a presença de APP's diminua pela metade as áreas de PI "Médio" e um aumento de pouco mais de 20% nas áreas de PI "Baixo". No cenário extremo com mais de 2600 mm de precipitação, fica mais nítida a importância das APP's nessa região. Quase 30 mil ha de área com alta propensão a inundação reduzem para pouco mais de 6 mil ha com a presença da mata ciliar, uma diminuição de 24 mil ha de áreas propícias a inundação. E, áreas de inundação "Improvável", saem de 1,4 ha para 970 ha quando apresentam devida conservação (Figura 18).

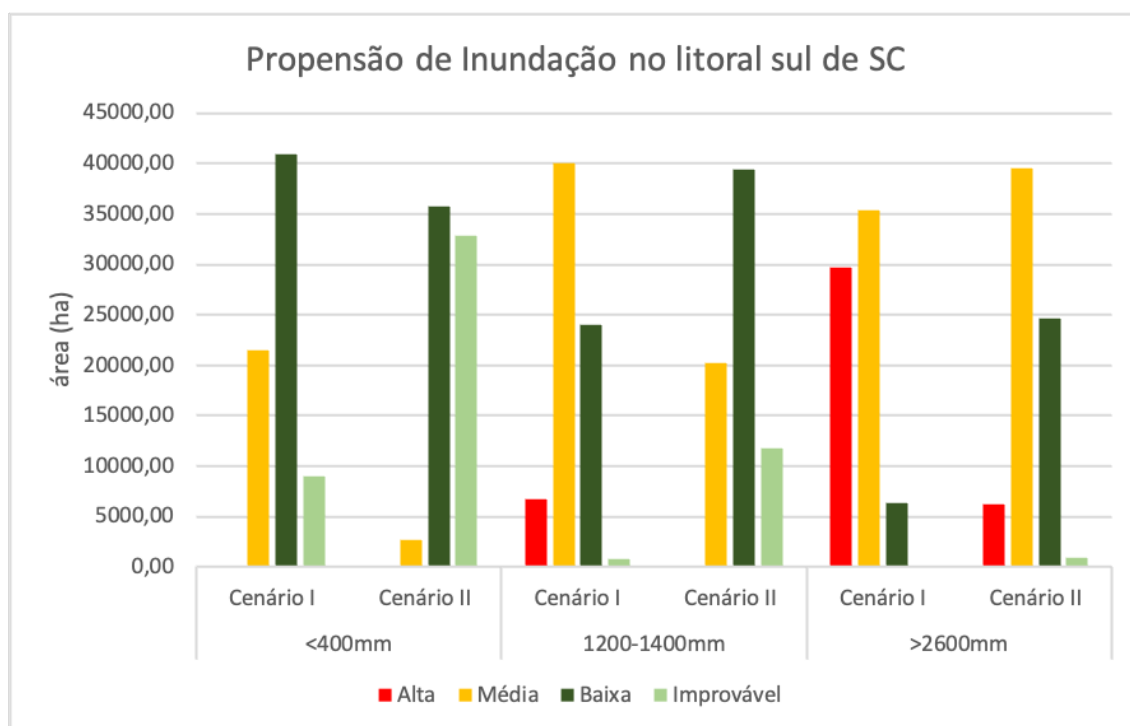


Figura 18. Gráfico com a área em ha da Propensão de Inundação com diferentes volumes de precipitação, nos Cenários I e II, para o litoral sul.

3.4 DISCUSSÃO

As matas ciliares são ambientes considerados AUs. Sua posição, margeando corpos d'água e períodos com solo encharcado, as coloca nessa categoria. Diversos autores (KANDUS et al., 2010; LEPAGE, 2011; LATERRA et al., 2011; PERILLO et al., 2018; HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2018; TEIXEIRA, 2020), ao longo dos anos, discutem os serviços prestados por esses macrohabitats, principalmente os relacionados ao controle de inundações e outros desastres naturais. No presente trabalho,

o aumento de 1% das matas ciliares resultou na diminuição da área com alta propensão a inundações em 40% para o litoral central. No sul, o aumento de 2,52% de AUs reduziu a alta propensão a inundações em 20% da área total.

Conforme amplamente documentado pela literatura científica, as catástrofes naturais observadas têm sua origem na expansão urbana e na construção de infraestruturas rodoviárias, processos estes que se traduzem na degradação das áreas de vegetação situadas às margens dos rios e nas encostas. A expansão dessas áreas urbanas provoca a impermeabilização do solo, o que intensifica o escoamento superficial das águas pluviais e acirra o processo de erosão. Esse fenômeno resulta no assoreamento dos corpos d'água, além de contribuir para deslizamentos de terra e formação de voçorocas (PIEIDADE *et al.*, 2012).

A respeito das áreas consolidadas, em 2021 com a Lei nº 14.285, art. 2º, sua definição sofre mudança, e passa a atender os seguintes critérios: estar incluída em plano diretor ou por lei municipal, dispor de sistema viário, organizado em quadras e lotes edificadas, apresentar drenagem fluvial, esgotamento sanitário, abastecimento de água potável, iluminação pública e manejo de resíduos. Foi por conta dessa mudança que foi proposto dois cenários de uso e ocupação. A proteção e recuperação de vegetação nativa vem sofrendo com o retrocesso do novo código florestal, levando a diminuição de SE prestados pela falta de manutenção do meio (BRANCALION *et al.*, 2016). Com a existência do uso consolidado, o “Cenário II” é hipotético, mas confirma a hipótese de que, matas ciliares apresentam melhorias na provisão de serviços de controle de inundação e de desastres naturais.

Ainda assim, as áreas analisadas que deveriam ser ocupadas por mata ciliar, são áreas antropizadas consolidadas com modificações que antecedem 2008, como foi visto no uso e ocupação do solo obtido através do MapBiomas. Incompatível com o Decreto nº 5.300 de 2004 que, dispõe sobre o Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEEC), onde:

"[...] orienta o processo de ordenamento territorial, necessário para a obtenção das condições de sustentabilidade do desenvolvimento da zona costeira, em consonância com as diretrizes do Zoneamento Ecológico-Econômico do território nacional, como mecanismo de apoio às ações de monitoramento, licenciamento, fiscalização e gestão; "

Presente na Lei nº 12.651/2012 (Novo Código Florestal - NCF), os reservatórios artificiais não exigem APP's de entorno, mesmo quando há barramento de curso d'água natural. E ainda, abre muita margem para desmatamento no momento que deixa a decisão de conservação ou não para os órgãos estaduais ou municipais, como por exemplo o parágrafo 4º no art. 4º, alega que a supressão fica vedada, mas cita a falta de exigência de reserva de faixa de proteção vegetal. E, salvo autorização do órgão ambiental competente, supressão da flora pode ser feito. Essa brecha também é vista na Seção II art. 7º que, mesmo garantindo a proteção de APP em áreas particulares, com supressão mediante a obrigação de recomposição, ainda existem ressalvas aos usos previstos na lei em questão.

No caso das diretrizes do reflorestamento, a lei é incisiva, deixando claro a necessidade da recuperação feita apenas com espécies nativas, garantindo a biodiversidade (BUTTERFIELD, 1995; HALL *et al.*, 2011; KEMPPINEN *et al.*, 2020). Ainda assim, o NCF cita que o uso de espécies nativas deve ser priorizado, mas não exigido. Como também, imóveis rurais, com uma área entre um e três módulos fiscais com APP ao longo de curso d'água natural, a recomposição necessária é de apenas 5 a 15 metros contado da borda da calha do leito regular, independente da largura do corpo d'água (art. 61º). Contudo, a Lei nº 9.433/1997, que implementa a Política Nacional de Recursos Hídricos, assume, em um de seus objetivos, que as atuais e futuras gerações devem ter assegurada a disponibilidade de água, com qualidade.

A autora Campos (2012) analisa a viabilidade econômica em Pagamento de Serviços Ambientais e percebe que o reflorestamento de topos de morro e mata ciliar na bacia do Rio Sesmaria geraria um lucro de mais de 1 bilhão de reais aos cofres públicos. Ainda, a autora conclui que o alto grau de degradação na bacia do Rio Sesmaria impacta diretamente os cursos d'água, favorecendo processos de inundação na parte baixa da bacia.

Vale citar o art. 61º parágrafo 17 do NCF, onde:

"Em bacias hidrográficas consideradas críticas, conforme previsto em legislação específica, o Chefe do Poder Executivo poderá, em ato próprio, estabelecer metas e diretrizes de recuperação ou conservação da vegetação nativa superiores às definidas no caput e nos §§ 1º a 7º, como projeto prioritário, ouvidos o Comitê de Bacia Hidrográfica e o Conselho Estadual de Meio Ambiente."

Ainda assim, a proteção e recuperação de vegetação nativa vem sofrendo com o retrocesso do NCF, levando à diminuição de SE prestados pela falta de manutenção do meio (BRANCALION et al., 2016). Em consonância com os autores recém citados e os resultados encontrados nesse artigo, as regiões analisadas apresentam grande risco de inundação sem a presença de APP de margens de corpos d'água, conseqüentemente, têm a provisão de SE fortemente prejudicada, causando impactos ambientais, sociais e econômicos. Sendo assim, o poder público tem o dever de regularizar a paisagem visando à conservação ambiental, gerando proteção da população contra inundação.

A Resolução nº 148 de 2012 com o Plano Nacional de Planejamento Hídrico, deixa claro o potencial crítico de degradação ambiental que as áreas urbanas com alta ocupação representam, com um total de 16 das 28 regiões metropolitanas, encontradas no litoral brasileiro. Ainda, destaca a necessidade de controle de impacto de mediação de "múltiplos conflitos de uso", a fim de garantir recursos naturais. Tal Resolução ainda versa sobre o foco da gestão costeira na conservação e uso sustentável de seus recursos, envolvendo tanto espaço terrestre como aquático. E, a gestão de áreas úmidas por sua vez, enfoca na conservação dessas áreas e o uso racional de seus recursos, por ter alto valor no desenvolvimento socioeconômico.

O Decreto nº 5.300/2004, art. 5º, inciso IV, esclarece que entre os princípios que fundamentam a Política Nacional para os Recursos do Mar (PNRM) e a Política Nacional de Recurso Hídrico (PNRH), é necessário: “[...]a não-fragmentação, na faixa terrestre, da unidade natural dos ecossistemas costeiros, de forma a permitir a regulamentação do uso de seus recursos, respeitando sua integridade; [...]”. E o NCF, quando comenta sobre zona costeira, define essa paisagem como patrimônio nacional que só pode ser explorada de modo ecologicamente sustentável. Porém, em Piedade *et al.* (2012), os autores alertam que as áreas úmidas de forma geral, que desempenham uma função crucial na absorção e no armazenamento das águas pluviais, foram progressivamente convertidas para usos agrícolas. As zonas alagáveis, situadas ao longo de riachos e rios e que tradicionalmente ajudavam a reter e a armazenar temporariamente as águas, reduzindo os picos de enchentes, foram inadequadamente utilizadas para construções civis ou depósitos, inclusive para descarte de resíduos sólidos.

O adensamento urbano contribui para a crescente impermeabilização desses ambientes e, quando combinados com a retificação e canalização dos cursos d'água, aceleram o escoamento da água, resultando em enchentes cada vez mais intensas, rápidas e devastadoras, como é frequentemente observado. Tais catástrofes têm causado danos

econômicos significativos e a perda de vidas humanas, evidenciando a necessidade urgente de estratégias de manejo e planejamento urbano sustentáveis (PIEDADE *et al.*, 2012).

Mesmo tendo a Legislação Brasileira dispor sobre a importância ambiental e econômica das áreas costeiras e Aus, a antropização segue crescendo de forma desordenada, como visto no uso e ocupação do solo. Onde, o litoral sul apresenta 74% de seu uso ocupado por áreas antropizadas. E, o contrário, no litoral centro vesse 25% ocupado por áreas urbanas, lavouras e solo exposto, justificada a conservação pela presença de UCs, que mantém a maior parte das florestas nativas dessa região.

Para o “Cenário II” ser criado, foi adicionado à paisagem 3 mil ha, somando-se as duas áreas de interesse, onde mais de 61% dessas áreas são antropizadas quando deveriam ser matas ciliares. Vemos os tomadores de decisões indo na contramão do Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro, que estabelece como os objetivos da gestão da zona costeira (art. 6º) atividades socioeconômicas nessa área, que contribuam para elevar a qualidade de vida da população, protejam o seu patrimônio natural, histórico, étnico e cultural e que representem bem os serviços ecossistêmicos culturais. Como também o controle de agentes causadores de poluição ou degradação ambiental, que coloque em risco a qualidade da vida nas áreas costeiras.

O Capítulo II, art. 2º, inciso III da Lei nº 9.433/1997, cita a prevenção e defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural, decorrente do uso inadequado dos recursos naturais. Dentre os resultados de PI, vemos uma diminuição significativa de áreas com “Alta” e “Média” propensão a inundação nas áreas antropizadas, apenas com a conservação de matas ciliares seguindo as medidas dispostas no NCF. A conservação de áreas com grande importância de provisão de serviços de controle de inundação e desastres naturais diminui os riscos gerados por eventos extremos.

As AUs são amplamente estudadas como grandes prestadoras de SE, tais como: melhoria da qualidade da água; controle de desastres naturais, controle de inundação, berçário natural, matéria prima, recurso genético, regulação de fluxo de água, regulação do clima, controle biológico, prevenção à erosão, ciclagem de nutrientes, estocagem de água, turismo e recreação (KANDUS *et al.*, 2010; LEPAGE, 2011; LATERRA *et al.*, 2011; PERILLO *et al.*, 2018; HAINES-YOUNG, R. & POTSCHIN, 2018; TEIXEIRA, 2020). Esse macrohabitat representa a interface entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, ou seja, um ecótono. As matas ciliares fazem parte desse grupo de macrohabitats, por apresentar níveis flutuantes de água dentro de um sistema de pulso de

inundação (NUNES DA CUNHA *et al.*, 2014). Portanto, a criação do Cenário II torna-se indispensável para a região litoral central pela posição topográfica que se encontra. O aumento de APP's de matas ciliares garante serviços indispensáveis para segurança e bem-estar da população local e, conseqüentemente, aumenta a qualidade do recurso oferecido. No litoral Sul, percebeu-se que a grande área de produção de arroz se assemelha em partes à ecologia de áreas úmidas pantanosas, porém com baixa capacidade de absorção de água, por já apresentar um solo encharcado.

Vale ressaltar a presença das plantações de arroz na área Sul do litoral catarinense. Essas são colocadas como uso e ocupação de acordo com o MapBiomass, mas, ao analisar essa produção em anos diferentes, áreas alagadas para esse fim são contabilizadas sem distinção com áreas úmidas, e até mesmo consideradas “mosaico de uso”, em algumas situações. Para refinar o trabalho, seria importante definir o uso e ocupação do solo com uma carga amostral de verdade terrestre maior e em estações do ano diferentes.

Além disso, como foi visto nas plantações de arroz na China, esse macrohabitat, mesmo que antropizado, é capaz de oferecer alguns SE, tais como o resfriamento do clima (HUANG *et al.*, 2022). Porém, considerando que áreas úmidas recuperadas são incapazes de entregar SE na íntegra, o suficiente para respaldar a demanda local e regional (MORENO-MATEOS *et al.*, 2012), usar uma área úmida sem biodiversidade, justificando o desmatamento para desenvolvimento agrícola, não se sustenta. Vale lembrar que os SE são um conceito operacional chave. Essa importante ferramenta é capaz de vincular diretamente a biodiversidade, seus processos e funções, ao ser humano (PIRES *et al.*, 2021).

Seguindo as normas do PNRH, o Plano Diretor deve contribuir com o uso sustentável de recursos, como por exemplo, o uso múltiplo da água por meio do zoneamento. Essa ferramenta auxilia na diminuição de uso inadequado de recurso natural e conseqüentemente melhora a provisão de SE, proporcionando redução de eventos hidrológicos extremos (SILVA *et al.*, 2019).

O presente trabalho não tem como objetivo discutir ou analisar o Plano Diretor Municipal (PDM) de nenhuma das cidades citadas. Porém, vale ressaltar a relevância ambiental para a elaboração desses planos. No trabalho realizado por Silva e colaboradores (2022) no Litoral Sul Potiguar, analisando a relação entre plano diretor municipal e plano de manejo de unidades de conservação, fez uma crítica à falta de PDM em algumas cidades que compõem sua área de estudo, notando a importância do macrozoneamento levando em consideração as áreas especiais de proteção ambiental e

interesse turístico. O Plano de Manejo desenvolvido para UCs corrobora com tomadas de decisões governamentais quando auxilia na criação de empregos e aumento de gestão econômica com atividades sustentáveis, como por exemplo, o ecoturismo. Então, como foi visto nesse artigo, áreas-chave são capazes de fornecer serviços ecossistêmicos indispensáveis que garantem segurança pública, fortalecem a economia local e auxiliam tomadores de decisões a identificar áreas de grande potencial de provisão de serviço.

O PDM é um instrumento de ordenamento territorial que possui caráter preventivo, assim, é capaz de criar áreas restritivas para urbanização com definição de ocupação antrópica mais adequada para conservação do meio e usos do solo, a fim de contribuir com a redução de custos relacionados à poluição e desastres naturais (SILVA *et al.*, 2019; LIMA & RAINIERI, 2019). Para tanto, é importante que tal plano se muni de informações seguras a respeito da paisagem. Dessa forma, frente aos riscos da posição topográfica das áreas urbanas e da propensão de inundação da área de estudo, o presente trabalho oferece soluções para controle de inundação que têm efeito sobre a população, sobre o meio ambiente e sobre a economia das regiões em questão.

É importante discutir também sobre os SE culturais oferecidos pela zona costeira e por áreas úmidas. Em mais da metade da literatura analisada por Sandifer *et al.* (2015), participantes de pesquisas sobre a diferença entre atividades indoor e outdoor tinham humor e atitude significativamente mais positivos, mais energia, vitalidade, maior autoestima, e ao mesmo tempo menos preocupados, depressivos, tensos ou confusos em atividades ao ar livre e na natureza. Os autores ainda concluem que é essencial reestruturar áreas urbanas a fim de assegurar que toda a população, principalmente áreas costeiras, estejam cercados pela natureza, para melhoria do bem-estar e saúde humana.

3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Mesmo em regiões com topografias, adensamento urbano e conservação do meio ambiente distintos, a conservação ambiental é indispensável para garantir segurança econômica e social no âmbito local e regional. Os resultados demonstram que a expansão urbana e a antropização desordenada em áreas naturais contribuem significativamente para a perda de serviços de controle de inundação. Ao desfavorecer o controle de desastres naturais por meio da supressão de matas ciliares, reforça-se a necessidade de políticas de manejo sustentável. Dessa forma, o índice de PI criado auxilia os tomadores de decisão

na formulação do PDM, ao estabelecer quais áreas são mais eficazes na provisão de SE e como paisagens de diferentes características se comportam.

3.6 REFERÊNCIAS

BRANCALION, P. H., GARCIA, L. C., LOYOLA, R., RODRIGUES, R. R., PILLAR, V. D., & LEWINSOHN, T. M. (2016). Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. *Natureza & Conservação*, 14, e1-e16.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Institui o novo código florestal brasileiro.

BRASIL. Lei nº 14285, de 29 de dezembro de 2021. dispõe sobre o parcelamento do solo urbano, para definir e aprimorar o conceito de áreas urbanas consolidadas, para tratar sobre as faixas marginais de curso d'água em área urbana consolidada e para consolidar as obras já finalizadas nessas áreas. Diário oficial da União, Brasília, DF, 29 de dez., de 2021.

BUTTERFIELD, R. P. (1995). Promoting biodiversity: advances in evaluating native species for reforestation. *Forest Ecology and Management*, 75(1-3), 111-121.

CAPPELLI, F., COSTANTINI, V., & CONSOLI, D. 2021. The trap of climate change-induced “natural” disasters and inequality. *Global Environmental Change*, 70, 102329.

EM-DAT – The International Disasters Database. (2018). Disponível em: <https://public.emdat.be/data>. Acesso em: 25, jul. de 2024.

GOTADO, R., PIAZZA, G. A., TORRES, E., SEVERO, D. L., & KAUFMAN, V. (2018). Distribuição espacial e temporal das chuvas no estado de Santa Catarina. *Geosul*, 33(67), 253-276.

HALL, J. S., ASHTON, M. S., GAREN, E. J., & JOSE, S. (2011). The ecology and ecosystem services of native trees: Implications for reforestation and land restoration in Mesoamerica. *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1553-1557.

HAINES-YOUNG, R. & M.B. POTSCHIN. (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Fabis Consulting, p. 53.

- HUANG, T., HUANG, W., WANG, K., LI, Y., LI, Z., & YANG, Y. A. (2022). Ecosystem service value estimation of paddy field ecosystems based on multi-source remote sensing data. *Sustainability*, 14(15), 9466.
- KANDUS, P., MORANDEIRA, N., & SCHIVO, F. (2010). Bienes y servicios ecosistémicos de los humedales del Delta del Paraná. *Wetlands International: Fundación Humedales*, 32.
- KEMPPINEN, K. M., COLLINS, P. M., HOLE, D. G., WOLF, C., RIPPLE, W. J., & GERBER, L. R. (2020). Global reforestation and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 34(5), 1221-1228.
- LATERRA, P., E. JOBBÁGY Y J. PARUELO (Eds.). (2011). Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA. 740 pp. ISBN: 978-987-679-018-5.
- LEPAGE, B. A. (2011). Wetlands: a multidisciplinary perspective. *Wetlands: Integrating multidisciplinary concepts*, 3-25.
- LIMA, E. A. C. F.; RAINIERI, V. E. L. (2019). A proteção de áreas naturais no contexto do planejamento territorial municipal: estudos de caso na Zona Costeira do Estado de São Paulo. *Ci. e Nat.*, Santa Maria v.41, e42, p. 01-11.
- MAGNAGO, R. F., MEDEIROS, P., RAIMUNDO, R. P., & COSTA, S. C. (2021). Desastres naturais no estado de Santa Catarina-1998 a 2019. *MIX Sustentável*, 7(4), 105-114.
- MARENGO, J. A.; SCARANO, F. R.; KLEIN, A. F.; SOUZA, C. R. G.; CHOU, S. C. (2016). Impacto, vulnerabilidade e adaptação das cidades costeiras brasileiras às mudanças climáticas: Relatório especial do painel brasileiro de mudanças climáticas
- MOMO, M. R., PINHEIRO, A., SEVERO, D. L., CUARTAS, L. A., & NOBRE, A. D. (2016). Desempenho do modelo HAND no mapeamento de áreas suscetíveis à inundação usando dados de alta resolução espacial. *RBRH*, 21, 200-208.

MORENO-MATEOS, D.; POWER, M. E.; COMIN, F. A.; YOCKTENG, R. (2012). Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biology*, v. 10, n. 1.

NUNES DA CUNHA, C. N., PIEDADE, M. T. F., & JUNK, W. J. (Eds.). (2014). *Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats*. EdUFMT.

PEDUZZI, P., DAO, H., HEROLD, C., & MOUTON, F. (2009). Assessing global exposure and vulnerability towards natural hazards: the Disaster Risk Index. *Natural hazards and earth system sciences*, 9(4), 1149-1159.

PERILLO, G., WOLANSKI, E., CAHOON, D. R., & HOPKINSON, C. S. (Eds.). (2018). *Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach*. Elsevier.

PIEADADE, M. T. F., JUNK, W. J., DE SOUSA JR, P. T., DA CUNHA, C. N., SCHÖNGART, J., WITTMANN, WITTMAN, F.; CANDOTTI, E.; & GIRARD, P. (2012). As áreas úmidas no âmbito do Código Florestal brasileiro. *Código Florestal e ciência: o que nossos legisladores ainda precisam saber. Sumários executivos de estudos científicos sobre impactos do projeto de Código Florestal*, 9-17.

PIRES, A. P., SHIMAMOTO, C. Y., PADGURSCHI, M. C., SCARANO, F. R., & MARQUES, M. C. (2021). Atlantic Forest: ecosystem services linking people and biodiversity. *The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest*, 347-367.

RODRIGUES, M. L. G., YNOUE, R., & ALVES, M. P. (2011). Episódios de chuva intensa na região da grande Florianópolis/SC: análise preliminar dos eventos e caracterização sinótica. *Fourth Simp. Int. de Climatologia*.

SANDIFER, P. A., SUTTON-GRIER, A. E., & WARD, B. P. (2015). Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. *Ecosystem services*, 12, 1-15.

SANTA CATARINA. (2017). Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina – PERH/SC. Florianópolis.

ŠATALOVÁ, B., & KENDERESSY, P. (2017). Assessment of water retention function as tool to improve integrated watershed management (case study of Poprad river basin, Slovakia). *Science of the Total Environment*, 599, 1082-1089.

SILVA, F. L.; STEFANI, M. S.; SMITH, W. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI, I. (2019). The municipality role in brazilian wetlands conservation: The stablishment of connections among de Master Plan, the National Hydric Resources Policy and two international strategic plans. v.12, n.06 2193-2203.

SILVA, B. C.; FRANÇA, R. S.; OLIVEIRA, W. A. (2022). Turismo em unidades de conservação no litoral sul potiguar: Relação entre Planos de Manejo e Planos diretores. 13(3): 1-14.

TEIXEIRA, M. R. S. (2020). Identificação e classificação de áreas úmidas costeiras relacionadas à valoração de seus serviços ecossistêmicos na ilha de Santa Catarina (Florianópolis) – BRASIL. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Paulo. Disponível em: <<https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/13198>>. Acesso em: 31/08/2020.

VAN WESTEN, C. J. (2013). Remote sensing and GIS for natural hazards assessment and disaster risk management. *Treatise on geomorphology*, 3(15), 259-298.

YAMAMURA, E. (2015). The impacts fo natural disasters on income inequality: analysis using panel data during the period 1970 to 2004. *International Economic Journal* 29 (3), 359-374.

4 Capítulo IV: Impactos da Especulação Imobiliária na Costa e a Legislação Ambiental

O uso e ocupação do solo, principalmente a especulação imobiliária nas zonas costeiras tem se mostrado um fator significativo na alteração dos padrões naturais de escoamento de água, impactando diretamente a segurança da população ribeirinha. O processo de urbanização por si só é um dos principais responsáveis pela impermeabilização do solo, quando feita de forma desordenada aumenta o risco a sociedade por impactar a capacidade do solo de absorver a água. Gerando um efeito que acelera o escoamento da água da chuva, resultando em inundações mais rápidas e impactantes. Essas alterações nos padrões hidrológicos têm impactos diretos na população ribeirinha, que frequentemente está desprotegida diante da falta de infraestrutura e medidas de mitigação de desastres naturais (PIEIDADE *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2019).

A valorização das áreas costeiras, frente as belezas naturais e incentivo econômico, leva à exploração de áreas sem considerar as necessidades ecológicas de macrohabitats essenciais para provisão de SE, como: regulação do fluxo hídrico e no controle de inundação. Favorecendo um aumento na vulnerabilidade das populações locais (KANDUS *et al.*, 2010; HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2018). A degradação dessas áreas resulta em um ciclo vicioso, onde a falta de proteção de vegetação nativa e APPs contribui para o agravamento dos desastres naturais, como as inundações.

A Legislação Ambiental Brasileira, embora apresente normas robustas, como o Novo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012), que visa a proteção de áreas de vegetação nativa e a recuperação de matas ciliares, tem se mostrado insuficiente em algumas circunstâncias para garantir a preservação efetiva dos SE essenciais, como o controle de inundações. O Código Florestal, quando define que não é exigido APPs em reservatórios artificiais, por exemplo, permite a supressão de vegetação em algumas áreas sem a obrigatoriedade de recomposição, abrindo precedentes que favorecem o desmatamento e a degradação ambiental (BRANCALION *et al.*, 2016). Além disso, a implementação de uma gestão ambiental eficaz ainda depende de políticas estaduais e municipais, o que pode resultar em descontinuidade na aplicação das normas e na proteção das áreas de preservação, dependendo de sua localização.

No entanto, a legislação regulamenta o uso sustentável de recursos naturais, e em teoria, os órgãos ambientais competentes têm a capacidade de garantir que a utilização dos recursos hídricos costeiros garanta a integridade dos macrohabitats e assegure a provisão contínua dos SE. A Lei nº 9.433/1997, que estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos, por exemplo, destaca a importância da conservação de áreas críticas para o controle de eventos hidrológicos extremos, como inundações, ao garantir a gestão sustentável dos recursos hídricos em todo o território nacional (HALL *et al.*, 2011).

Entretanto, como demonstrado na análise dos dados do uso do solo ao longo do litoral catarinense, a lacuna legal que deixa para o estado ou município a decisão de uso do solo, combinada com o crescimento desordenado dos centros urbanos, tem resultado na perda de áreas chave para o controle de inundações e na degradação de ecossistemas essenciais. A implementação de políticas públicas mais rigorosas e a conscientização sobre a importância das AUs são necessárias para garantir a proteção efetiva dos SE e a segurança social.

Por fim, uma das contribuições mais importantes deste estudo foi o desenvolvimento de um índice de propensão à inundação (PI), que se baseia nas características do uso e ocupação do solo e nas suas implicações para a provisão de SE. Esse índice, formulado a partir da análise dos dados geoespaciais e da legislação ambiental brasileira, foi capaz de identificar áreas de risco elevado para inundação em função da degradação ambiental e do uso inadequado do solo. As áreas com maior grau de antropização e com menor cobertura vegetal nativa, como as áreas urbanizadas próximas aos cursos d'água, apresentaram maior propensão a eventos de inundação, especialmente quando comparadas com áreas mais preservadas e com maior cobertura de matas ciliares (NUNES DA CUNHA *et al.*, 2014).

Esse índice pode ser uma ferramenta útil para os tomadores de decisão, auxiliando na formulação de PDM e no planejamento urbano sustentável. Ao identificar as áreas mais vulneráveis e as mais eficazes na provisão de SE, o índice contribui para uma gestão mais integrada e sustentável das zonas costeiras, considerando tanto os aspectos ambientais quanto as necessidades sociais e econômicas da população local (SILVA *et al.*, 2019; LIMA & RAINIERI, 2019).

Em suma, as questões levantadas por esta pesquisa, relacionadas à desenvolvimento urbano, à legislação ambiental e à criação de índices preditivos de inundação, estão interligadas e necessitam de uma abordagem integrada para garantir a proteção ambiental e a segurança das populações, principalmente ribeirinha e costeira. A

conservação ambiental, a implementação de políticas ambientais eficazes e o uso de ferramentas de planejamento como o índice de propensão à inundação são fundamentais para mitigar os impactos da urbanização e garantir a resiliência econômica-socioambiental frente aos desastres naturais.

4.1 REFERÊNCIAS

BRANCALION, P. H., GARCIA, L. C., LOYOLA, R., RODRIGUES, R. R., PILLAR, V. D., & LEWINSOHN, T. M. (2016). Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. *Natureza & Conservação*, 14, e1-e16.

HALL, J. S., ASHTON, M. S., GAREN, E. J., & JOSE, S. (2011). The ecology and ecosystem services of native trees: Implications for reforestation and land restoration in Mesoamerica. *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1553-1557.

HAINES-YOUNG, R. & M.B. POTSCHIN. (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Fabis Consulting, p. 53.

KANDUS, P., MORANDEIRA, N., & SCHIVO, F. (2010). Bienes y servicios ecosistémicos de los humedales del Delta del Paraná. *Wetlands International: Fundación Humedales*, 32.

LIMA, E. A. C. F.; RAINIERI, V. E. L. (2019). A proteção de áreas naturais no contexto do planejamento territorial municipal: estudos de caso na Zona Costeira do Estado de São Paulo. *Ci. e Nat.*, Santa Maria v.41, e42, p. 01-11.

NUNES DA CUNHA, C. N., PIEDADE, M. T. F., & JUNK, W. J. (Eds.). (2014). *Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats*. EdUFMT

PIEPADE, M. T. F., JUNK, W. J., DE SOUSA JR, P. T., DA CUNHA, C. N., SCHÖNGART, J., WITTMANN, WITTMAN, F.; CANDOTTI, E.; & GIRARD, P. (2012). As áreas úmidas no âmbito do Código Florestal brasileiro. *Código Florestal ea ciência: o que nossos legisladores ainda precisam saber. Sumários executivos de estudos científicos sobre impactos do projeto de Código Florestal*, 9-17.

SILVA, F. L.; STEFANI, M. S.; SMITH, W. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.;
BIANCHINI, I. (2019). The municipality role in brazilian wetlands conservation: The
stablishment of connections among de Master Plan, the National Hydric Resources
Policy and two international strategic plans. v.12, n.06, 2193-2203.

5 ANEXO 1

Tabela 8. Tabelas separadas por parâmetros, usados na análise de significância hídrica, sendo: i) uso e coupação do solo estabelecido pelo Mapbiomas; ii) tipo de solo encontrado na área de estudo com o código definido pelo manual do SiBICs com escores de textura e transmissividade; iii) precipitação em milímetros; iv) Declividade em graus; v) Índice de Úmidade do Solo já com valores de pixel divididos; vi) índice de qualidade de significância hídrica

i)			ii)				iii)		iv)		v)	
Cód. Mapbiomas	Uso	Escore	Cód. SiBICs	Subordem	Escore		Precipitação (mm)	Escore	Declividade	Escore	TWI	Escore
					Textura	Transmissividade						
3	Formação florestal	3					<400	0,5	<7	2	Baixa	-1
5	Manguezal	0,5	Cxa	Cambissolo háplico aluminico	-0,5	0	400-800	1	7.1-18	1	Média	0
9	Silvicultura	2,8	CXdb	Cambissolo háplico Tb distrófico	-1	-1	800-1200	1,5	18-31	0	Alta	1
11	Área Úmida	0	CYbd	Cambissolo flúvico Tb distrófico	-1,5	-1	1200-1400	2	31.1-50	-1	Peso	2,5
15	Pastagem	1,5	DN	Dunas	2	1	1800-2200	2,5	>50.1	-2		
21	Mosaico de Uso	-1	Eko	Esposossolo humilúvico órtico	2	1	2200-2600	3	Peso	3,5		
23	Praia, Duna e Areial	0,5	ESKg	Esposossolo ferrilúvico hidromórfico	2	1	>2600	3,5				
24	Área Urbana	-2	GXbd	Gleissolo háplico Tb distrófico	-1	-1	Peso	4				
25	Solo Exposto	-1	Gxve	Gleissolo háplico Ta Eutrófico	0	0						
29	Afloramento Rochoso	-2	GZn	Gleissolo Sálco sólicos	-1,5	-1						
30	Mineração	-1	Oxy	Organossolo háplico hêmico	0	0						
31	Aquicultura	0	PVAa	Argissolo Vermelho Amarelo Aluminico	-0,5	0						
32	Apicum	0	PVAd	Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico	-1	-1						
33	Corpos D'água	0	RLd	Neossolo litólico distrófico	-1,5	-1						
39	Soja	0,5	RQg	Neossolo quartzarênico hidromórfico	2	1						
40	Arroz	0,5	RQo	Neossolo quartzarênico órtico	2	1						
41	Lavouras Temporárias	1		Peso	3	1,5						
49	Restinga Arbórea	2										
	Peso	2										

vi)		
Categoria	Classe	HS
1	Excelente	> 20.5
2	Boa	10.5-20
3	Média	0.5-10
4	Limitada	<0

6 ANEXO 2

Tabela 9. SE disponíveis para os macrohabitats identificados na área de estudo.

Grupo de SE	SE	Formação Florestal	Silvicultura	Manguezal	AUs	Pasto	Praia, Dunas e Areal	Áreas Urbanas	Áreas não vegetadas	Afloramento Rochoso	Aquicultura	Apicum	Soja	Arroz	Lavouras Temporárias	Restinga Arbórea
<u>Provisão</u>	Comida	x	x	x	x	x					x		x	x	x	x
	Matéria Prima	x	x	x	x		x			x			x	x	x	x
	Recurso Genético	x		x	x		x			x	x	x	x	x	x	x
	Água	x			x											
<u>Regulação e Manutenção</u>	Regulação de Fluxo de Água	x	x	x	x		x			x	x	x				x
	Berçário Natural	x		x	x											x
	Regulação de Clima	x		x	x						x					x
	Moderação de Distúrbios	x	x	x	x	x	x			x	x					x
	Controle Biológico	x		x	x		x									x
	Prevenção de Erosão	x								x						x
	Ciclagem de Nutrientes	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
<u>Cultural</u>	Desenvolvimento Cognitivo	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Experiência Espiritual	x		x	x	x	x	x		x						x
	Recreação	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x					x
	Inspiração	x		x	x		x	x		x		x				x

7 ANEXO 3

Anexo 3. Tabelas separadas por parâmetros, usados na análise de significância hídrica, sendo: i) uso e coupação do solo estabelecido pelo Mapbiomas; ii) tipo de solo encontrado na área de estudo com o código definido pelo manual do SiBICs com escores de textura e transmissividade; iii) Precipitação em milímetros; iv) Hand model; v) Distância Euclidiana em porcentagem de proximidade com app sendo 100% o mais próximo; vi) Índice de Propensão a Inundação

i)			ii)			iii)		iv)		v)	
Cód. Mapbiomas	Uso	Escore	Cód. SiBICs	Subordem	Escore	Precipitação (mm)	Escore	HANDMODEL	Escore	DE (% da proximidade)	Escore
3	Formação florestal	-3				<400	0,5	Baixa	-1	100%	-2,5
5	Manguezal	-0,5	Cxa	Cambissolo háplico	0,5	400-800	1	Média	0	70%	-1,5
9	Silvicultura	-2,8	CXdb	Cambissolo háplico	1	800-1200	1,5	Alta	1	40%	-0,5
11	Área Úmida	0	CYbd	Cambissolo flúvico 1	1,5	1200-1400	2	Peso	3,5	<=10%	0
15	Pastagem	-1,5	DN	Dunas	-2	1800-2200	2,5			Peso	3
21	Mosaico de Uso	1	Eko	Espodossolo humilú	-2	2200-2600	3				
23	Praia, Duna e Areia	-0,5	ESKg	Espodossolo ferrilúvico	-2	>2600	3,5				
24	Área Urbana	2	GXbd	Gleissolo háplico Tb	1	Peso	4				
25	Solo Exposto	1	Gxve	Gleissolo háplico Ta	0						
29	Afloramento Rochoso	2	GZn	Gleissolo Sáfico sóli	1,5						
30	Mineração	1	Oxy	Organossolo háplico	0						
31	Aquicultura	0	PVAa	Argissolo Vermelho	0,5						
32	Apicum	0	PVAd	Argissolo Vermelho	1						
33	Corpos D'água	0	RLd	Neossolo litólico dis	1,5						
39	Soja	-0,5	RQg	Neossolo quartzarê	-2						
40	Arroz	-0,5	RQo	Neossolo quartzarê	-2						
41	Lavouras Temporárias	-1		Peso	2						
49	Restinga Arbórea	-2			1,5						
	Peso	3									

vi)		
Categoria	Classe	PI
1	Alta	>=30.1
2	Média	20.1 - 30
3	Baixa	10.1 - 20
4	Improvável	<=10