



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

CENTRO ESTADUAL DE PESQUISAS EM SENSORIAMENTO REMOTO E METEOROLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO

JOSÉ AUGUSTO MÜLLER NETO

MODELAGEM ECOSISTÊMICA DE RISCO E DE QUALIDADE DAS DUNAS COSTEIRAS
DO SUL DO BRASIL, URUGUAI E NORTE DA ARGENTINA

PORTO ALEGRE

2023

JOSÉ AUGUSTO MÜLLER NETO

MODELAGEM ECOSSISTÊMICA DE RISCO E DE QUALIDADE DAS DUNAS COSTEIRAS
DO SUL DO BRASIL, URUGUAI E NORTE DA ARGENTINA

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto como requisito para a obtenção do título de mestre em Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento.

Orientador(a): Prof. Dr. Cláudio Wilson Mendes Junior

Coorientador(a): Prof.^a Dr.^a Tatiana Silva da Silva

PORTO ALEGRE

2023

CIP - Catalogação na Publicação

Müller Neto, José Augusto

MODELAGEM ECOSISTÊMICA DE RISCO E DE QUALIDADE DAS
DUNAS COSTEIRAS DO SUL DO BRASIL, URUGUAI E NORTE DA
ARGENTINA / José Augusto Müller Neto. -- 2023.

86 f.

Orientador: Cláudio Mendes Júnior.

Coorientadora: Tatiana Silva da Silva.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Centro Estadual de Pesquisas em
Sensoriamento Remoto e Meteorologia, Programa de
Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Porto Alegre,
BR-RS, 2023.

1. Ecossistemas costeiros. 2. Avaliação de risco de
habitat. 3. Avaliação de qualidade de habitat. 4.
Conservação da biodiversidade. 5. Modelagem
ecossistêmica. I. Mendes Júnior, Cláudio, orient. II.
Silva da Silva, Tatiana, coorient. III. Título.

PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO:

MODELAGEM ECOSISTÊMICA DE RISCO E DE QUALIDADE DAS DUNAS COSTEIRAS DO SUL DO BRASIL, URUGUAI E NORTE DA ARGENTINA

MESTRANDO:

José Augusto Müller Neto

ORIENTADOR(a):

Prof. Dr. Cláudio Wilson Mendes Junior

COORIENTADOR(a):

Prof.^a Dr.^a Tatiana Silva da Silva

DATA DE ENTREGA DA DISSERTAÇÃO À COMISSÃO COORDENADORA:

30/04/2023

DATA DE DEFESA DA DISSERTAÇÃO:

19/05/2023

BANCA EXAMINADORA:

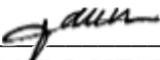
Fernando Comerlato Scottá (UFRGS)

Taís de Fátima Ramos Guimarães (CODEX)

Marcos Freitas (UFRGS)

Cláudio Mendes (UFRGS)

Tatiana Silva (UFRGS)



ASSINATURA DO MESTRANDO



ASSINATURA DO ORIENTADOR

ATA AUTENTICADA

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia

Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto
SENSORIAMENTO REMOTO - Mestrado Acadêmico
Ata de defesa de Dissertação

Aluno: José Augusto Müller Neto, com ingresso em 28/02/2020

Título: MODELAGEM ECOSISTÊMICA DE RISACO E DE QUALIDADE DAS DUNAS
COSTEIRAS DO SUL DO BRASIL, URUGUAI E NORTE DA ARGENTINA.

Data: 19/05/2023

Horário: 14:30

Local: Auditório do IGEO - UFRGS

Banca Examinadora	Avaliação	Origem
Fernando Comerlato Scottá	Aprovado	Externo
Marcos Wellausen Dias de Freitas	Aprovado	UFRGS
Tais de Fatima Ramos Guimarães	Aprovado	UFRGS

Avaliação Geral da Banca: Aprovado

Data da homologação:

Porto Alegre, 28 de julho de 2023

Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto
Av. Bento Gonçalves, 9500 Prédio 44202 Setor 5 - Bairro Agronomia - Telefone 3308-6221
Porto Alegre - RS

Documento gerado sob autenticação nº EFJ.606.865.LN2
Pode ser autenticado, na Internet, pela URL <http://www.ufrgs.br/autenticacao>,
tendo validade sem carimbo e assinatura.

AGRADECIMENTOS

Esse trabalho só é possível graças às contribuições de muitas pessoas e instituições: os orientadores do trabalho Cláudio Mendes e Tatiana Silva pela liberdade, confiança e sabedoria; os membros da banca examinadora Marinez Scherer, Marcos Freitas, Fernando Scottá e Taís Guimarães pelas sugestões; os colegas pesquisadores Laura Prestes, José Nunes, Daniela Forgiarini, André Filgueras, Juliane Lenhard, Bruna Kappes, Eleonora Veron, Daniel Conde, Nelson Gruber, Carolina Marques, Vitor Souza, Vinícius Silveira, Tomaz Brentano, Flávia Farina, Eduardo Martins, Lucrecia Allegra, Martina Camiolo, Fabrício Almeida, Milton Asmus, Alejandro Brazeiro, João Nicolodi, Irene Zager, Lila Garcia e Filipe Aguiar pelos insumos para o estudo; os colegas de trabalho Dafne Cavalheiro, Marco Oliveira, Taís Guimarães, Dionara Nardin e Juliano Finck pelo incentivo; o Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto – PPGSR e a Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS pela oportunidade; e, finalmente, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pelo financiamento do estudo.

Gostaria de agradecer especialmente o suporte de minha esposa Camila Toigo e meus pais Thaís Peters e Guilherme Müller. Vocês são inspiração de amor, coragem, alegria, liberdade, pertencimento e autenticidade. Obrigado por me ajudarem a achar meu sentido no mundo, zelar pelo que é raro e belo, e pelo que é comum mas igualmente belo.

Necesito del mar porque me enseña

Pablo Neruda

RESUMO

Este estudo investigou a aplicação dos modelos HQA (Habitat Quality Assessment) e HRA (Habitat Risk Assessment) desenvolvidos pelo Natural Capital Project para avaliar a interrupção de processos bióticos e o risco ecossistêmico em dunas costeiras em estados brasileiros e países vizinhos. Utilizando técnicas de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento, o estudo teve como objetivo principal propor metodologia para avaliação de risco da Lista Vermelha de Ecossistemas Ameaçados (RLE) da União Internacional de Conservação da Natureza (IUCN). Os resultados evidenciam que os modelos HQA e HRA podem ser utilizados como indicadores de interrupção de processos bióticos e risco ecossistêmico. As avaliações revelaram informações inéditas sobre a qualidade ambiental de dunas costeiras sul-americanas, demonstrando sua aplicabilidade para gestão e conservação. Enquanto o HQA se mostrou adequado para avaliar o impacto na biodiversidade, o HRA se destacou em avaliações abrangentes de risco. As classificações do HRA e do HQA foram compatíveis com os critérios da IUCN, fortalecendo a possibilidade de emprego desses modelos para avaliações preliminares em que não haja condições de aplicação da metodologia. Conclui-se que os modelos HQA e HRA são instrumentos robustos para avaliar o risco ecossistêmico, fornecendo percepções valiosas que podem ser usadas para a tomada de decisões, elaboração de políticas públicas e aumento do conhecimento. O estudo recomenda a consideração de sub-regiões menores e o refinamento das classes do HQA para futuras análises mais precisas. A inclusão de bases de dados com maior grau de confiança também é sugerida para aprimorar a precisão dos resultados.

Palavras-chave: Ecossistemas Costeiros, Avaliação de Qualidade de Habitat, Avaliação de Risco de Habitat, Conservação de Biodiversidade, Modelagem ecossistêmica.

ABSTRACT

This study investigated the application of HQA (Habitat Quality Assessment) and HRA (Habitat Risk Assessment) models developed by the Natural Capital Project to assess the disruption of biotic processes and ecosystem risk in coastal dunes within Brazilian states and neighboring countries. Employing Remote Sensing and Geoprocessing techniques, the study aimed to propose a methodology for evaluating risk in the Red List of Threatened Ecosystems (RLE) of the International Union for Conservation of Nature (IUCN). The results demonstrate that both HQA and HRA models can serve as indicators of biotic process disruption and ecosystem risk. The assessments yielded novel insights into the environmental quality of South American coastal dunes, showcasing their applicability for management and conservation purposes. While HQA was suitable for assessing biodiversity impact, HRA excelled in comprehensive risk evaluations. The classifications from HRA and HQA aligned with IUCN criteria, reinforcing the potential utilization of these models for preliminary assessments when full methodology application is unfeasible. In conclusion, HQA and HRA models prove to be robust tools for evaluating ecosystem risk, offering valuable insights for decision-making, policy formulation, and knowledge enhancement. The study recommends considering smaller sub-regions and refining HQA classes for more precise future analyses. The incorporation of higher-confidence databases is also suggested to enhance result accuracy.

Keywords: Coastal Ecosystems, Habitat Quality Assessment, Habitat Risk Assessment, Biodiversity Conservation, Ecosystem Modeling.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	5
RESUMO	6
ABSTRACT	7
SUMÁRIO	8
ÍNDICE DE QUADROS	10
ÍNDICE DE FIGURAS	11
1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS GERAL E ESPECÍFICOS	13
3 REFERENCIAL TEÓRICO	14
3.1. Instrumentalização da abordagem de base ecossistêmica	14
3.1.1. Metodologia IUCN de avaliação de riscos	15
3.1.1.1. Visão geral	15
3.1.1.2. Critérios de avaliação	17
3.1.1.2.1. Critérios A e B – Declínio e Restrição da distribuição geográfica, e Critério C – Degradação ambiental	17
3.1.1.2.2. Critério D – Disrupção de processos bióticos e interações	19
3.1.1.2.3. Critério E – Análise quantitativa de risco	21
3.2. Conexão entre avaliações de risco e modelos de base ecossistêmica	21
4 METODOLOGIA	22
4.1. Coleta e tratamento de dados de entrada	22
4.1.1. Recorte espacial e caracterização da área de estudo	23
4.1.2. Recorte temporal	24
4.1.3. Dados de sensoriamento remoto	24
4.1.4. Dados de uso e cobertura do solo	26
4.2. Avaliação comparativa de habitat e estressores	27
4.3. Processamento e análise de dados	28
4.3.1. Metodologia InVEST de modelagem ecossistêmica	28
4.3.1.1. InVEST Land Change Modeler	28
4.3.1.2. InVEST Habitat Risk Assessment	29
4.3.1.2.1. Cálculo da intensidade das ameaças	29
4.3.1.2.2. Cálculo da sensibilidade	30
4.3.1.2.3. Cálculo da vulnerabilidade	30
4.3.1.2.4. Agregação dos resultados	30
4.3.1.2.5. Dados de entrada e de saída	31

4.3.1.3.	InVEST Habitat Quality Assessment	33
4.3.1.3.1.	Cálculo de pontuações relativas de qualidade do habitat.....	33
4.3.1.3.2.	Combinação de pontuações de qualidade da paisagem	33
4.3.1.3.3.	Cálculo da qualidade média do habitat	34
4.3.1.3.4.	Cálculo da qualidade relativa do habitat	34
4.3.1.3.5.	Dados de entrada e de saída.....	34
4.3.1.3.6.	Preparação de dados.....	35
4.3.1.3.7.	Pré-processamento.....	36
4.3.1.3.8.	Calibração.....	36
4.3.1.3.9.	Análise de cenários.....	36
4.3.1.3.10.	Dados de entrada e de saída.....	37
4.3.2.	Land Change Modeler.....	37
4.3.3.	InVEST Habitat Risk Assessment.....	38
4.3.4.	InVEST Habitat Quality Assessment.....	38
4.4.	Base de dados e produção cartográfica.....	40
4.4.1.	Padronização dos dados.....	40
4.4.2.	Simbolização.....	42
4.4.3.	Escala de representação e <i>layout</i> dos mapas	43
4.4.4.	Publicação de geoserviços online.....	44
4.4.5.	Criação de Sistemas de Informações Geográficas online (WebGIS)	44
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
5.1.	Descrição e discussão dos principais resultados.....	45
5.1.1.	Uso e ocupação do solo de 1985, 1991, 2000 e 2018.....	45
5.1.2.	Modelo Land Change Modeler (LCM) parametrizado.....	47
5.1.3.	Uso e ocupação do solo de 2035.....	50
5.1.4.	Modelos Habitat Risk Assessment (HRA) e Habitat Quality Assessment (HQA) parametrizados.....	51
5.1.5.	Avaliação de risco do modelo HRA entre 1985 e 2035 e do critério E	53
5.1.6.	Avaliação de nível relativo de degradação, qualidade e raridade do habitat do modelo HQA entre 1985 e 2035 e do critério D	57
5.1.7.	Critérios A, B e C	60
5.2.	Base de dados espaciais	64
5.3.	Aplicação online de Sistema de Informações Geográficas	65
6	CONCLUSÃO	69
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73
	APÊNDICE 1	79
	APÊNDICE 2	82

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1. Resumo dos propósitos dos critérios, segundo a IUCN.	16
Quadro 2. Legenda das classes de risco adotadas.....	17
Quadro 3. Resumo dos subcritérios, intervalo de tempo associado e classificação em crítico, sob risco e vulnerável do critério A.	18
Quadro 4. Detalhamento em subcritérios do critério B da RLE da IUCN.	18
Quadro 5. Detalhamento em subcritérios do critério C da RLE da IUCN.	19
Quadro 6. Detalhamento em subcritérios do critério D da RLE da IUCN.	20
Quadro 7. Categorias de risco do Critério E da RLE da IUCN	21
Quadro 8. Dados de Sensoriamento Remoto utilizados no estudo.	25
Quadro 9. Possibilidades de preenchimento da tabela de entrada do modelo HRA.	32
Quadro 10. Possibilidades de preenchimento da tabela de características das ameaças do modelo HQA.	35
Quadro 11. Possibilidades de preenchimento da tabela de interações das ameaças e ecossistema (sensibilidade) no modelo HQA.	35
Quadro 12. Uso e cobertura do solo para os anos de 1985, 1991, 2000 e 2018.	46
Quadro 13. Parâmetros e performance do modelo LCM.	47
Quadro 14. Expectativa de transição de células entre 2018 e 2035	48
Quadro 15. Probabilidade de transição de classe entre 2018 e 2035	48
Quadro 16. Uso e cobertura do solo para o ano de 2035.	51
Quadro 17. Características das ameaças no modelo HQA.	51
Quadro 18. Interações das ameaças e ecossistema (sensibilidade) no modelo HQA.	51
Quadro 19. Características dos estressores no modelo HRA.	52
Quadro 20. Características do ecossistema no modelo HRA.	52
Quadro 21. Interações dos estressores e ecossistema no modelo HRA.	52
Quadro 22. Resumo da exposição, consequência, risco e percentual de área sob risco do modelo HRA para o ano de 1985.	54
Quadro 23. Resumo da exposição, consequência, risco e percentual de área sob risco do modelo HRA para o ano de 2035.	54
Quadro 24. Correlação entre a perda de área nos cenários modelados por SCHERER et. al (2020) e os resultados do modelo HRA.	56
Quadro 25. Aumento de área sob risco médio entre 1985 e 2035.	56
Quadro 26. Estatísticas básicas do grau de qualidade relativa do habitat antes da reclassificação em 3 classes para os anos de 2035 e 1985.	58
Quadro 27. Grau de qualidade relativa do habitat classificado para os anos de 2035 e 1985.	59
Quadro 28. Resultados da avaliação da RLE da IUCN em SCHERER, 2020.	61
Quadro 29. Detalhamento de habilidades de transição e de persistência	79
Quadro 30. Informações de pesos de neurônios entre camadas	79
Quadro 31. Pesos entre os neurônios da camada oculta e os neurônios da camada de saída	80

Quadro 32. Sensibilidade do modelo forçando uma única variável independente a ser constante	80
Quadro 33. Sensibilidade forçando todas variáveis independente a serem constantes, exceto uma.....	81
Quadro 34. Retroação de constante passo a passo	81
Quadro 35. Resumo da exposição, consequência, risco e percentual de área sob risco do modelo HRA para o ano de 1991.	82
Quadro 36. Resumo da exposição, consequência, risco e percentual de área sob risco do modelo HRA para o ano de 2000.	83
Quadro 37. Resumo da exposição, consequência, risco e percentual de área sob risco do modelo HRA para o ano de 2018.	84

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudo	24
Figura 2. Resumo de relações de causa e efeito entre habitat e estressores.....	27
Figura 3. Zoom em campo de dunas entre os municípios de Tramandaí e Cidreira no litoral norte do estado do Rio Grande do Sul – BR como demonstração de camadas de uso e ocupação do solo de 1985, 1991, 2000, 2018 e 2035 (destaque para a ampliação da urbanização e da silvicultura com o passar dos anos).	46
Figura 4. Ganhos e perdas de células entre 1985 e 2018.....	48
Figura 5. Exemplo de região da área de estudo com simulação de classificação de uso e ocupação do solo em 2035 (destaque para o crescimento urbano no eixo Montevideo - Punta del Este).....	50
Figura 6. Exemplo do risco ecossistêmico de 1985, 1991, 2000, 2018 e 2035 disponível no WebGIS.	57
Figura 7. Exemplo de nível relativo de degradação, qualidade e raridade de habitat disponível no WebGIS	58
Figura 8. Tela do Portal ArcGIS da UFRGS com as camadas do trabalho organizadas por pastas conforme sua temática (exemplo da pasta de uso e ocupação do solo).	64
Figura 9. Estrutura de armazenamento da base de dados no Portal ArcGIS da UFRGS.	64
Figura 10. Interface inicial do WebGIS.	65
Figura 11. Pesquisa por localização e navegação automática do WebGIS (exemplo de pesquisa pelo Porto de Rio Grande – RS)	66
Figura 12. Navegação com detecção de localização do usuário a partir de autorização no navegador de internet.....	66
Figura 13. Legenda e tabela de atributos do WebGIS.	68
Figura 14. Conjunto de ferramentas de medição do WebGIS.....	69

1 INTRODUÇÃO

Devido à sua grande biodiversidade e sobreposição com interesses socioeconômicos diversos, as zonas costeiras possuem grande importância ecológica (PORTZ *et al.*, 2021). No entanto, esses frágeis ecossistemas estão expostos a riscos resultantes da interação de ameaças e vulnerabilidades, incluindo fatores antrópicos e naturais (MILANES, 2018), como fragmentação e diminuição de área (FLETCHER, PEREIRA, 2017; VAN DE VIJVER *et al.* 2018).

Por isso, nas últimas décadas, o gerenciamento costeiro evoluiu para incorporar diferentes abordagens e métodos que possibilitassem a formulação de políticas públicas mais eficazes para a proteção e conservação das zonas costeiras, a exemplo da abordagem baseada em serviços ecossistêmicos (ASMUS *et al.*, 2018; PRESTES *et al.*, 2019). Entidades governamentais e independentes, brasileiras e internacionais, como a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN¹, na sigla em inglês), também passaram a financiar diversas iniciativas para a definição de instrumentos de mensuração de conservação natural para apoiar a tomada de decisões de políticas públicas, como a Lista Vermelha de Ecossistemas (RLE²) (WALDRON *et al.*, 2013). No entanto, a diversidade natural dos ecossistemas dificulta a universalização de metodologias, tornando-as menos replicáveis e fragilizando o emprego de abordagens ecossistêmicas de forma disseminada (MURRAY *et al.*, 2018).

Apesar do crescimento quase exponencial de estudos acadêmicos sobre a temática nas duas últimas décadas (JOLY *et al.*, 2019), ainda existe uma lacuna na literatura acadêmica referente ao desenvolvimento de indicadores que facilitem a conexão entre serviços ecossistêmicos nas zonas costeiras com o bem-estar humano e os objetivos do desenvolvimento sustentável (ODS) criados pela Organização das Nações Unidas (ONU), sobretudo os ODS 14 – Vida na Água e ODS 15 – Vida Terrestre. Nesse ínterim, há oportunidades crescentes para melhorar a análise de serviços ecossistêmicos através da integração de conceitos e, principalmente, sistematização de aplicações na prática (BENNET *et al.*, 2015).

O uso de técnicas de Sensoriamento Remoto, Geoprocessamento e Sistemas de Informações Geográficas, possibilita a análise de grandes volumes de dados de vastas extensões territoriais. Os modelos da plataforma de Avaliação Integrada de Serviços Ecossistêmicos e Compensações (InVEST³), por exemplo, desempenham esse papel, uma vez que a modelagem matemática de ecossistemas pode otimizar o uso de recursos humanos e financeiros identificando previamente áreas prioritárias para realização de pesquisas (HEUMANN *et al.* 2016; SHARP *et al.*, 2015). A combinação de geotecnologias e análises estatísticas pode gerar diversas novas informações sobre o risco de um determinado ecossistema (POSSANTTI, SILVA, 2021). Vale destacar, no entanto, que a aplicação destes métodos, a depender do tamanho da área avaliada, requer alta capacidade de processamento computacional.

Tendo-se por base os algoritmos computacionais da plataforma InVEST, avaliação de risco da Lista Vermelha de Ecossistemas da IUCN e o trabalho de Scherer *et al.* (2020), Sand

¹ International Union for Conservation of Nature (<https://www.iucn.org/>)

² Red List of Ecosystems (<https://iucnrle.org/>)

³ Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (<https://naturalcapitalproject.stanford.edu>)

Dunes system of Southern South America – Red List of Ecosystems Assessment, este estudo busca responder ao seguinte problema de pesquisa: a aplicação dos modelos de avaliação de qualidade (HQA⁴) e de risco (HRA⁵) para o ecossistema de dunas costeiras do continente americano, especificamente entre o sul do Brasil e o norte da Argentina, é um método adequado para a avaliação de disrupção de processos bióticos e avaliação quantitativa de riscos ecossistêmicos?

A pesquisa pode ser uma contribuição para a compreensão do estado de conservação e as tendências de conversão de ameaças em áreas degradadas ambientalmente no ecossistema alvo. Considerando a lacuna na disponibilidade de dados e a tradicional heterogeneidade das avaliações de risco (COSTANZA *et al.*, 1997), este estudo apresenta um procedimento útil para o gerenciamento de riscos e pode contribuir como sendo uma ferramenta metodológica para formulação de políticas públicas ambientais baseada em dados. A seção seguinte apresenta os objetivos da pesquisa que nortearam a busca pela solução do problema proposto.

2 OBJETIVOS GERAL E ESPECÍFICOS

O objetivo geral deste estudo é explorar o uso dos modelos HQA e HRA para avaliar a disrupção de processos bióticos e analisar quantitativamente o risco ecossistêmico, respectivamente, das dunas costeiras nos estados brasileiros de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, no Uruguai e na Argentina.

Para alcançar esse objetivo, tem-se os seguintes objetivos específicos:

- Comparar os resultados dos modelos com os resultados da avaliação de Scherer *et al.* (2020)⁶;
- Analisar a compatibilidade da modelagem de avaliações de risco, sensibilidade e qualidade do ecossistema alvo com a metodologia da entidade internacional IUCN;
- Unir técnicas de Sensoriamento Remoto, Geoprocessamento e Sistemas de Informações Geográficas para mapeamentos e geração de dados estatísticos que possam ser facilmente reproduzidos por futuros estudos de priorização de ecossistemas para avaliações de risco.

A seção seguinte apresenta o referencial teórico desta dissertação.

⁴ Modelo Habitat Quality Assessment da plataforma InVEST
(http://releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/en/habitat_quality.html)

⁵ Modelo Habitat Risk Assessment da plataforma InVEST
(http://releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/en/habitat_risk_assessment.html)

⁶ Publicação Sand Dunes system of Southern South America – Red List of Ecosystems Assessment
(<https://cm.iucnrle.org/assets/89ba67bf-c18f-4ed4-b0a6-c4656c393356>)

3 REFERENCIAL TEÓRICO

A seguir são elencadas as concepções teóricas e o referencial bibliográfico que sustentam o presente estudo. Inicialmente, é introduzida a metodologia adotada pela IUCN em sua iniciativa intitulada Lista Vermelha de Ecossistemas, para, em seguida, serem descritos os modelos baseados em abordagem ecossistêmica desenvolvidos sob a liderança da Universidade de Stanford, em uma iniciativa multi-institucional chamada The Natural Capital Project. Por fim, há uma breve comparação entre as abordagens dos distintos modelos supracitados e uma caracterização geral da área de estudo. Destaca-se que os itens seguintes expõem resumidamente preceitos que justificam a utilização de diversas ferramentas para mapeamento e valoração de serviços ecossistêmicos, além de uma necessária contextualização geral do estado da arte de avaliações de risco de ecossistemas.

3.1. Instrumentalização da abordagem de base ecossistêmica

Ecossistemas que inevitavelmente sofrem com intervenções antrópicas significativas, se administrados adequadamente, geram, regulam, mantém e dão suporte a funções vitais para a humanidade (MARTINELLI, *et al.*, 2014). Ou seja, os fluxos de matéria e energia relacionados à produção de bens (por exemplo, alimentos), processos de suporte à vida (por exemplo, purificação de água) e condições satisfatórias para a vida (por exemplo, beleza, oportunidades de recreação), bem como a conservação de opções (*e.g.* diversidade genética para uso futuro), são serviços ecossistêmicos extremamente importantes, embora pouco conhecidos, e estão eventualmente em grande risco (COSTANZA, *et al.*, 1997; MCKINNEY, *et al.*, 1999; RODRIGUES, *et al.*, 2004; HOCKINGS, *et al.*, 2006; FARLEY, *et al.*, 2010; DUDLEY, *et al.*, 2010; DE GROOT, *et al.*, 2013; DÍAZ, *et al.*, 2018).

O termo “serviços ecossistêmicos”, segundo a definição da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005), é entendido como “os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas”. Destaca-se que uma vez que ecossistemas são compostos por fatores bióticos e abióticos, não há necessidade de ambivalência entre os termos “serviços ecossistêmicos” e “serviços ambientais”, aqui sendo considerados equivalentes.

Assim, modelos que quantificam, mapeiam e até valoram serviços ecossistêmicos podem ser úteis para a preservação e conservação de sistemas ambientais vulneráveis e frágeis (PAESE, 2015). Porém, é importante que essas práticas demandem poucos requisitos de dados em relação a ferramentas mais complexas, podendo identificar preliminarmente áreas onde o investimento de capital humano e financeiro pode ser priorizado (MCKNIGHT *et al.*, 2007).

A instrumentalização da abordagem de base ecossistêmica visa enriquecer a gestão de recursos naturais com informações com alto custo-benefício (SILVEIRA, 2019). Essencialmente, informações sobre como as mudanças nos fatores bióticos e abióticos provavelmente levarão a mudanças nos fluxos de benefícios para as pessoas podem direcionar a tomada de decisão a partir do que antes era desconhecido (ANDRADE, ROMEIRO; 2009).

Agentes governamentais, entidades da sociedade civil organizada e tomadores de decisão, em geral, muitas vezes administram recursos escassos demandados por usos múltiplos, *e.g.* água e solo, e, inevitavelmente, se veem obrigados a avaliar as compensações

entre esses usos (SILVA, TAGLIANI, 2012) . Nesse sentido, a modelagem ecossistêmica, como ferramenta, pode ajudar a responder questões como: 1) que tipos de gestão e políticas públicas de exploração dos recursos naturais produzirão uma melhor relação custo-benefício; 2) onde o reflorestamento ou a agricultura alcançaria os maiores benefícios econômicos, mantendo ou minimizando as perdas de biodiversidade; 3) como o crescimento populacional ou urbano impactará os serviços ecossistêmicos e a biodiversidade; 4) como a conservação de habitats costeiros pode ser mais eficiente na alocação de recursos do que a recomposição de infraestrutura afetada por eventos extremos.

Objetivamente, os itens 3.1.1 e 4.3.1 descrevem as metodologias adotadas pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) e pela InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*) como instrumentalização da abordagem de base ecossistêmica.

3.1.1. Metodologia IUCN de avaliação de riscos

Segundo o manual de orientações gerais para aplicação da metodologia da RLE da IUCN (2017), são necessárias algumas definições conceituais a partir das quais é possível avaliar-se o risco de um ecossistema. Todo item 3.1.1: é baseado nessa documentação e foi dividido em duas partes. A primeira parte apresenta uma visão geral dos conceitos e procedimentos usados na definição de risco de habitats, incluindo as tipologias e unidades de análise, a definição de colapso adotada e as possíveis incertezas inerentes ao processo. Na segunda parte, cada critério de classificação de risco é detalhado.

3.1.1.1. Visão geral

Para correta compreensão da metodologia da RLE da IUCN são necessários os seguintes pressupostos:

Tipologias de ecossistemas: as tipologias de ecossistemas são definidas com base em suas características biológicas, físicas e geográficas. Elas são geralmente agrupadas de acordo com as características majoritárias do ecossistema, como o tipo de vegetação predominante, o clima e a geomorfologia. Os padrões de vegetação podem ser agrupados em florestas, savanas, pradarias, desertos, tundras, áreas alagadiças, campos de dunas entre outros.

Unidades de análise: as unidades de análise em ecologia são as entidades que são estudadas em relação ao seu ambiente. Elas podem ser indivíduos, populações, comunidades, ecossistemas ou paisagens. A escolha da unidade de análise depende dos objetivos da pesquisa e do contexto ecológico em que o estudo está sendo conduzido. Por exemplo, se o objetivo é entender como as espécies interagem em uma determinada área, a unidade de análise pode ser uma comunidade de plantas ou animais. Já se o objetivo é avaliar a saúde de um ecossistema, a unidade de análise pode ser o próprio ecossistema.

Definição de colapso: o colapso de um ecossistema é geralmente definido como uma mudança abrupta e irreversível na estrutura e função do ecossistema, levando a uma perda significativa de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos. O colapso pode ser causado por vários fatores, incluindo mudanças climáticas, perturbações antrópicas, invasões de espécies

exóticas, poluição, entre outros. A definição de colapso pode variar dependendo do contexto ecológico e dos objetivos da pesquisa.

Incertezas do processo: a metodologia da RLE da IUCN foi desenvolvida para avaliar o risco de extinção de ecossistemas em todo o mundo. No entanto, o processo de avaliação envolve muitas incertezas, incluindo a falta de dados, a falta de conhecimento sobre a ecologia de alguns ecossistemas e a dificuldade de avaliar o estado de conservação de ecossistemas complexos e dinâmicos. Além disso, a metodologia pode ser afetada por vieses, como a escolha de critérios e indicadores e a subjetividade na interpretação dos dados. Essas incertezas podem afetar a precisão das avaliações e exigem uma abordagem cautelosa e transparente para garantir a confiabilidade dos resultados.

Ainda, avaliações de risco de abordagem ecossistêmica muitas vezes são impactadas pela escassez de informações, sendo necessária a adoção de uma lógica heurística. Ou seja, mesmo sem todas as informações estarem disponíveis, inferências precisam ser feitas para a finalização da avaliação. Dessa forma, o risco global é assumido como o nível mais alto de risco atingido entre os critérios. Para finalizar, a distribuição espacial de um ecossistema é melhor representada por mapas e podem ser derivados de sensoriamento remoto (BLAND, *et al.*, 2017).

A estrutura das avaliações da RLE da IUCN baseia-se na asserção de que o caminho para o colapso de um ecossistema pode ser preditivamente identificado pela observação de diferentes sintomas causados por uma variedade de ameaças (KEITH *et al.*, 2015). São quatro principais vetores de perda de características ecossistêmicas, e, portanto, os critérios avaliados: o declínio e a restrição da distribuição geográfica (critérios A e B, respectivamente), a degradação do meio ambiente abiótico, ou comumente intitulado meio físico (critério C); e a disrupção de processos e interações bióticas (critério D). Uma vez que a interação desses fenômenos pode gerar novas ameaças, o critério E permite traduzir, em modelos e simulações, as dinâmicas dos demais critérios de forma integrada. O Quadro 1 resume os propósitos de cada critério da RLE da IUCN conforme adaptado por Bland, *et al.* (2017).

Quadro 1. Resumo dos propósitos dos critérios, segundo a IUCN.

Critério		Objetivo
A	Declínio da distribuição geográfica	Identificar ecossistemas que estão passando por declínios de área que resultam na perda e fragmentação do ecossistema
B	Restrição da distribuição geográfica	Identificar ecossistemas com pequenas distribuições que são suscetíveis a ameaças e catástrofes especialmente explícitas
C	Degradação ambiental	Identificar ecossistemas que estão em processo de degradação ambiental
D	Disrupção de processos bióticos e suas interações	Identificar ecossistemas que estão sofrendo perda ou interrupção de processos ou interações bióticas importantes
E	Análise quantitativa de risco	Permitir uma avaliação integrada de múltiplas ameaças, sintomas e suas interações

Fonte: BLAND, *et al.* (2017)

3.1.1.2. Critérios de avaliação

Nesse item são elucidadas as particularidades conceituais que sustentam os critérios supramencionados, os quais se dividem em seus respectivos sub-critérios. Também são detalhadas as métricas quantitativas para definição do nível de risco dos habitats em avaliação. A escala de risco de um determinado ecossistema será classificada em todos os critérios conforme ilustrado no Quadro 2. Adicionalmente, outras classes são utilizadas: 1) quando o habitat não pode ser avaliado por algum motivo genérico recebe o status Não Avaliado (NA); 2) não é avaliado especificamente por Insuficiência de Dados (ID); 3) seu nível de risco é de Menor Preocupação (MP).

Quadro 2. Legenda das classes de risco adotadas

CR	AM	VU
Criticamente em perigo	Ameaçado	Vulnerável

Fonte: IUCN (2017)

Os itens a seguir descrevem os Critérios A e B, juntamente com a justificativa sobre a impossibilidade de análise do critério C. A descrição dos critérios D e E é destacada dos demais, tendo em vista o objetivo do estudo.

3.1.1.2.1. Critérios A e B – Declínio e Restrição da distribuição geográfica, e Critério C – Degradação ambiental

Critério A

A taxa de declínio da distribuição de um ecossistema é geralmente estimada a partir de conjuntos de dados de séries temporais. Classificações derivadas de sensoriamento remoto, observações de campo, modelos de distribuição e/ou dados históricos são as principais fontes de informação para definição do critério A. O declínio da distribuição geográfica – definida como todas as ocorrências espaciais de um ecossistema – influencia no risco de colapso do mesmo i) reduzindo a habilidade de um ecossistema de sustentar sua biota natural característica; e, ii) predispondo-o à ameaças adicionais (KEITH *et al.*, 2013).

A perda de biota natural característica devido à diminuição da distribuição ocorre tipicamente através de uma combinação de redução da capacidade de suporte e da diversidade de nicho, da fragmentação espacial dos recursos e do aumento da susceptibilidade à competição, predação e ameaças (MACARTHUR *et al.*, 1967; HARPOLE *et al.*, 2007; HANSKI, 1998). A taxa de declínio da distribuição de um ecossistema utilizada pela metodologia da IUCN indica a trajetória para o colapso, com o mesmo, propriamente dito, ocorrendo quando não restam mais ocorrências espaciais desse ecossistema. O Quadro 3 apresenta os subcritérios do critério A, os intervalos de tempo empregados na análise e a correspondente classe de risco (crítico, sob risco e vulnerável) obtida em função da redução relativa da distribuição geográfica.

Quadro 3. Resumo dos subcritérios, intervalo de tempo associado e classificação em crítico, sob risco e vulnerável do critério A.

Subcritério	Janela temporal	Percentual de área para determinação do risco		
		CR	AM	VU
A1	Passado (50 anos anteriores)	≥80%	≥50%	≥30%
A2a	Futuro (50 anos posteriores)	≥80%	≥50%	≥30%
A2b	Qualquer período de 50 anos (incluindo passado, presente e futuro)	≥80%	≥50%	≥30%
A3	Histórico (desde aproximadamente 1750)	≥90%	≥70%	≥50%

Fonte: IUCN (2017)

Critério B

A distribuição geográfica de um ecossistema influencia seu risco de colapso quando submetido a uma ameaça espacialmente explícita (HOLT *et al.*, 2000; HANSKI *et al.*, 2002; FAHRIG, 2003; GONZALEZ *et al.*, 2009; LEVERINGTON *et al.*, 2010; KEITH *et al.*, 2013). Ou seja, ecossistemas que estão amplamente distribuídos, apesar da maior chance de exposição à ameaças devido à sua presença em áreas maiores, costumam apresentar menor risco à alterações por terem mais capacidade de atenuar os efeitos deletérios das ameaças.

O papel do critério B é identificar os casos em que a distribuição geográfica é tão restrita que coloca o ecossistema em risco de colapso devido a ocorrências de eventos adversos (RODRÍGUEZ *et al.*, 2015; IUCN, 2016; 2018). A distribuição geográfica é avaliada a partir de dois indicadores: a extensão da ocorrência e a área de ocupação (EOO e AOO, do inglês *Extent of Occurrence* e *Area of Occupancy*) (GASTON *et al.*, 2009; KEITH *et al.*, 2013), aspectos conceitualmente diferentes da dimensão da área geográfica de ecossistemas (RODRÍGUEZ *et al.*, 2015; KEITH *et al.*, 2013).

O EOO mede, em km², a dispersão do risco em uma área contígua através de um polígono convexo mínimo, ou seja, o menor polígono que engloba todas as ocorrências de um ecossistema sem que nenhum ângulo interno exceda 180 graus. O AOO mede a dispersão do risco através de uma contagem de células da quadrícula que são ocupadas (KEITH *et al.*, 2013). O AOO é uma contagem do número de células em uma quadrícula de 10 × 10 km que contém o ecossistema. O Quadro 4 a seguir detalha o critério B.

Quadro 4. Detalhamento em subcritérios do critério B da RLE da IUCN.

Subcritério	Medida da distribuição geográfica	Classificação do risco		
		CR	AM	VU
B1	Extensão de um polígono convexo mínimo (km ²) abrangendo todas as ocorrências (extensão da ocorrência, EOO)	≤2.000	≤20.000	≤50.000
	E, pelo menos uma das opções abaixo: a) declínio contínuo observado ou inferido em: i. uma medida de extensão espacial apropriada para o ecossistema; ii. uma medida de qualidade ambiental adequado à biota característica do ecossistema; iii. uma medida de interrupção das interações bióticas apropriadas para a biota característica do ecossistema. (b) Processos ameaçadores observados ou inferidos que provavelmente causarão declínios contínuos na distribuição geográfica, qualidade ambiental ou interações bióticas nos próximos 20 anos.			
	(c) O ecossistema existe em:	1 local	≤5 locais	≤10 locais
B2	Pelo menos um de B1 e o número de células de grade de 10x10 km ocupadas (área de ocupação, AOO) são:	≤2	≤20	≤50
B3	Um número muito pequeno de locais (geralmente menos de 5) e sujeito aos efeitos de atividades humanas ou eventos estocásticos dentro de um período de tempo muito curto em um futuro incerto e, portanto, capaz de entrar em colapso ou tornar-se "criticamente em perigo" dentro de um período muito curto de tempo só pode levar a uma listagem como Vulnerável.			

Fonte: IUCN (2017)

Critério C

O critério C se divide em dois subcritérios para avaliar o declínio de processos de um ecossistema. A degradação abiótica e biótica tem mecanismos muito diferentes entre si (Keith *et al.*, 2013). A degradação abiótica é a deterioração dos atributos físicos, não vivos, que reduz a capacidade de um ecossistema de sustentar a porção biótica.

Apesar da estimativa da extensão da degradação abiótica poder ser baseada em estimativas, inferências ou dados espaciais de grande escala, deve haver relação causal entre o processo de degradação ambiental e a perda da biota nativa característica. Esse critério pode ser de difícil mensuração devido a escala temporal das alterações físicas da paisagem e das medições ou inferências humanas que demonstram essas alterações.

A avaliação de declínio de funcionalidade se baseia na severidade relativa. A severidade relativa descreve a mudança proporcional observada numa variável ambiental escalonada entre dois valores: estado inicial do sistema (0%) e estado de colapso (100%). Essa informação é combinada com a proporção da extensão do ecossistema que é afetado para determinar a categoria de risco segundo o critério C. O Quadro 5 ilustra mais detalhadamente os aspectos importantes do critério C.

Quadro 5. Detalhamento em subcritérios do critério C da RLE da IUCN.

Subcritério	Janela temporal	Classificação do risco			
C1	Os últimos 50 anos com base na mudança de uma variável abiótica afetando uma fração da extensão do ecossistema e com gravidade relativa, conforme indicado ao lado:	Severidade relativa (%)			
		Extensão (%)	≥80	≥50	≥30
		≥80	CR	AM	VU
		≥50	AM	VU	
	≥30	VU			
C2	C2a. Os próximos 50 anos, com base na mudança de uma variável abiótica afetando uma fração da extensão do ecossistema e com severidade relativa, conforme indicado ao lado. C2b. Qualquer período de 50 anos incluindo o passado, presente e futuro, com base na mudança de uma variável abiótica afetando uma fração da extensão do ecossistema e com severidade relativa, conforme indicado ao lado.	Severidade relativa (%)			
		Extensão (%)	≥80	≥50	≥30
		≥80	CR	AM	VU
		≥50	AM	VU	
	≥30	VU			
C3	Desde 1750 com base na alteração de uma variável abiótica afetando uma fração da extensão do ecossistema e com severidade relativa, conforme indicado ao lado:	Severidade relativa (%)			
		Extensão (%)	≥90	≥70	≥50
		≥90	CR	AM	VU
		≥70	AM	VU	
	≥50	VU			

Fonte: IUCN (2017)

3.1.1.2.2. Critério D – Disrupção de processos bióticos e interações

A persistência de determinadas espécies em seus ecossistemas costuma depender de uma cadeia de relações naturais, tais como competição, mutualismo, cadeias tróficas, migrações etc. (Keith *et al.*, 2013). Ainda, a perda de biodiversidade reduz a capacidade dos ecossistemas de desempenharem diversas funções naturais fundamentais à sua continuidade, por exemplo, produção, decomposição e reciclagem de matéria orgânica, água e nutrientes (CARDINALE *et al.*, 2012).

A diversidade de organismos, e até mesmo algumas espécies isoladamente, podem ser fatores-chave na manutenção de um ecossistema e sua capacidade de absorver pressões externas. A eventual interrupção de maiores e menores interações inerentes a um ecossistema pode levar a alterações tão significativas dos processos naturais a ponto de não serem capazes de se sustentarem mais (THÉBAULT *et al.*, 2005). Certos ecossistemas podem ser especialmente sensíveis a alterações desse tipo, especialmente os com intenso verticalismo de regulações tróficas *top-down* (e.g. diminuição da população de predadores desregula a população de herbívoros e, conseqüentemente, aumenta a pressão sobre espécies vegetais produtoras de condições para toda cadeia trófica) (BLAND, *et al.*, 2017).

O Quadro 6 abaixo exhibe os subcritérios do critério D, os intervalos de tempo empregados na análise e a correspondente classe de risco (crítico, sob risco e vulnerável) obtida em função da severidade e extensão das mudanças bióticas de um ecossistema. Avaliações do critério D necessitam dos mesmos dados de entrada que o critério C, exceto pelo fato de que são avaliadas variáveis bióticas ao invés de variáveis abióticas. Existem diversas variáveis bióticas intimamente relacionadas a processos ecossistêmicos chaves e seus respectivos declínios.

Quadro 6. Detalhamento em subcritérios do critério D da RLE da IUCN.

Subcritério	Janela temporal	Classificação do risco			
D1	Os últimos 50 anos com base na mudança de uma variável biótica afetando uma fração da extensão do ecossistema e com gravidade relativa, conforme indicado ao lado:	Severidade relativa (%)			
		Extensão (%)	≥80	≥50	≥30
		≥80	CR	AM	VU
		≥50	AM	VU	
	≥30	VU			
D2	D2a. Os próximos 50 anos, com base na mudança de uma variável biótica afetando uma fração da extensão do ecossistema e com severidade relativa, conforme indicado ao lado. D2b. Qualquer período de 50 anos incluindo o passado, presente e futuro, com base na mudança de uma variável biótica afetando uma fração da extensão do ecossistema e com severidade relativa, conforme indicado ao lado.	Severidade relativa (%)			
		Extensão (%)	≥80	≥50	≥30
		≥80	CR	AM	VU
		≥50	AM	VU	
	≥30	VU			
D3	Desde 1750 com base na alteração de uma variável biótica afetando uma fração da extensão do ecossistema e com severidade relativa, conforme indicado ao lado.	Severidade relativa (%)			
		Extensão (%)	≥90	≥70	≥50
		≥90	CR	AM	VU
		≥70	AM	VU	
	≥50	VU			

Fonte: IUCN (2017)

A severidade relativa é calculada padronizando o intervalo de valores brutos entre a linha de base e o estado colapsado da variável biótica escolhida. A avaliação deve passar, primeiramente, por uma estimativa do estado inicial da variável, depois, por uma estimativa do valor esperado em um cenário de colapso e, por fim, pela medida ou estimativa do valor atual ou futuro da variável, conforme o subcritério a ser adotado. Ao final da análise, calcula-se proporcionalmente a mudança em relação a esse cenário inicial e final e a extensão da disrupção frente à extensão original do habitat.

3.1.1.2.3. Critério E – Análise quantitativa de risco

De forma geral, o Critério E assenta-se na implementação de modelos computacionais que avaliam o nível de risco de ecossistemas. Essas análises são multifatoriais e devem compreender mecanismos naturais e antrópicos e suas interações. Segundo as Diretrizes para a Aplicação de Categorias e Critérios da Lista Vermelha de Ecossistemas da IUCN, o critério E fornece um ponto de partida e uma certa delimitação, embora abrangente, que pode colaborar na definição de informações para os demais critérios.

De forma mais direta, o Critério E, analogamente aos demais critérios, deve definir o nível de risco correspondente às categorias “Críticamente em perigo”, “Em perigo” e “Vulnerável”, através da área do habitat sob risco em um determinado período (Quadro 7). Desta forma, percebe-se que o Critério E dispõe de uma maior flexibilidade frente às demais métricas estabelecidas pela IUCN para listagem de ecossistemas em risco.

Quadro 7. Categorias de risco do Critério E da RLE da IUCN

CR	≥50% de área sob risco em 50 anos	AM	≥20% de área sob risco em 50 anos	VU	≥10% de área sob risco em 100 anos
----	-----------------------------------	----	-----------------------------------	----	------------------------------------

Fonte: IUCN (2017)

3.2. Conexão entre avaliações de risco e modelos de base ecossistêmica

A modelagem de base ecossistêmica, em conjunto com o uso de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), tem sido amplamente utilizada como ferramenta para a avaliação de riscos ambientais e a conservação de ecossistemas (BURKARL *et al.*, 2018). Os modelos HRA e HQA são exemplos de modelos de base ecossistêmica que são amplamente utilizados na avaliação de riscos ambientais.

Porém, a precisão e confiabilidade desses modelos é questionada. Um estudo de revisão de literatura realizado por Carignan e Villard (2002) sugere que, embora a modelagem de base ecossistêmica possa fornecer informações úteis, elas são frequentemente limitadas pela falta de dados precisos e confiáveis (CARIGNAN, *et al.*, 2002).

Entretanto, essas circunstâncias são justamente as que tornam esse tipo de modelagem útil. Além disso, esses modelos muitas vezes não conseguem capturar a complexidade do ambiente natural. Assim, é importante se ter clareza de que esse tipo de inferência por natureza surge para cobrir déficits de informação e, conseqüentemente, está sujeito à erros por permitir transitar em terreno inóspito.

A plataforma InVEST também é criticada por alguns por sua abordagem simplificada e generalizada da complexidade dos ecossistemas. Em um artigo de revisão de 2016, Gao *et al.* argumentam que o modelo InVEST não leva em conta a interconexão entre diferentes componentes do ecossistema, o que pode levar a resultados imprecisos e incompletos (GAO, *et al.*, 2016).

Essas considerações podem ser eximidas quando se utilizam técnicas de coleta de opinião de especialistas, os quais, devido a seu notório conhecimento da temática, poderão compensar eventuais simplificações ou generalizações. Apesar dessas críticas, é importante destacar que a modelagem de base ecossistêmica, especialmente vinculada ao uso de SIG e reconhecidas suas limitações, ainda são ferramentas importantes na avaliação de riscos (LARSEN, *et al.*, 2018).

4 METODOLOGIA

Uma vez estabelecidos as bases teóricas consideradas nessa pesquisa, é possível a descrição dos procedimentos metodológicos adotados para tornar exequível responder o problema de pesquisa proposto na Introdução desta dissertação. Primeiramente, frisa-se que a abordagem adotada é de caráter quantitativo e de natureza prática, baseando-se em aplicação de geotecnologias. Ainda, é possível dizer que a pesquisa é exploratória porque busca contribuir com o avanço da sistematização de um procedimento. Para tanto, são majoritariamente utilizadas técnicas de Geoprocessamento, incorporadas tanto em modelos computacionais pré-estabelecidos e implementados em ambientes de Sistemas de Informações Geográficas, quanto aplicadas diretamente sobre produtos de Sensoriamento Remoto.

É necessário mencionar que este estudo é a continuidade de uma iniciativa que se torna viável a partir de um acordo de colaboração estabelecido entre pesquisadores do Brasil, Uruguai e Argentina, e, desta forma, herda características metodológicas deste grupo de trabalho. Em 2020, organizados pelo Projeto LEAP, sigla em inglês para *Leveraging Ecosystem-based Approaches for Priority-setting (South Atlantic Coast)* reuniram-se especialistas com o intuito de fomentar a cooperação de longo prazo entre as Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC/BR), a Universidade Federal do Rio Grande (FURG/BR), a Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS/BR), a Universidade Nacional de Mar del Plata (UNMDP/AR), a Universidade da República (UdelaR/UY) e a Comissão de Gestão de Ecossistemas da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) no estudo de ecossistemas costeiros e marinhos e seus serviços ecossistêmicos.

Dentre os resultados dessa aproximação institucional está a avaliação de risco da Lista Vermelha de Ecossistemas da IUCN para as dunas costeiras do extremo Sul da América do Sul, culminando na publicação *Sand Dunes system of Southern South America – Red List of Ecosystems Assessment* (SCHERER *et al.*, 2020). A publicação analisou a mesma área de estudo desta pesquisa sob a ótica metodológica da IUCN para os critérios A e B. Assim, naturalmente são comparados os resultados do modelo HRA e HQA com seus resultados. Esta pesquisa soma-se a esse esforço e, assim, o item Reconhecimentos, no final do presente relatório, elenca nominalmente os pesquisadores que contribuíram para a construção de ambos os trabalhos. Os itens a seguir abordam com mais detalhes as etapas de coleta, tratamento, processamento e análise de dados.

4.1. Coleta e tratamento de dados de entrada

As práticas elencadas nos itens 3.1.1 Metodologia IUCN e 4.3.1 Metodologia InVEST de modelagem ecossistêmica são totalmente dependentes de informações geoespaciais. Assim, convém que primeiramente sejam aqui detalhados os procedimentos de aquisição de imagens de satélites, camadas matriciais e camadas vetoriais utilizadas para geração dos demais dados. É a partir da interpretação quase que exclusiva desses produtos de Sensoriamento Remoto através de técnicas de Geoprocessamento em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas que derivaram todas as análises subsequentes.

Como elucidado anteriormente nos itens referentes aos modelos de base ecossistêmica da plataforma InVEST, o principal dado geográfico de entrada a ser fornecido para a execução das simulações é um mapeamento de Uso e Cobertura do Solo, (LULC –

Land Use and Land Cover, conforme documentação do *software*). Entretanto, mais planos de informação se fazem necessários para os cruzamentos de informações e processamentos. A seguir são detalhados os recortes temporal e espacial adotados, a origem dos dados primários e das classificações de uso e ocupação do solo consultadas, e, por fim, os limites físicos e políticos que constroem a área de estudo.

4.1.1. Recorte espacial e caracterização da área de estudo

Nesse item são abordadas características relevantes do sistema de dunas costeiras. Para definição da área de estudo utilizaram-se prioritariamente critérios geomorfológicos. Limitou-se a abrangência do ecossistema em áreas onde naturalmente ocorrem sistemas de dunas em todas suas expressões; sejam elas dunas vivas, dunas obliteradas, mantos de aspersão eólica e até mesmo faixas de praia. Uma vez que a área de estudo é dividida em três países e projetos de mapeamentos geomorfológicos podem não compreender toda extensão, foram necessárias compatibilizações entre as camadas vetoriais representativas dessa informação.

Os limites geomorfológicos referentes ao território do estado brasileiro de Santa Catarina (SC) e do Rio Grande do Sul (RS) foram os definidos como Barreira Holocênica IV do Sistema Laguna-Barreira (VILLWOCK *et al.*, 1995). Para ambos os estados os limites precisaram ser redefinidos em locais de contato com corpos hídricos a partir de fotointerpretação de mosaico de imagens de satélite disponibilizado como mapa base em *software* de Sistemas de Informações Geográficas.

Já o limite geomorfológico adotado no território uruguaio advém da Carta Geológica do Uruguai, elaborada pela Dirección Nacional de Minería y Geología com base em mapeamento de 1985. O arquivo digital é disponibilizado em escala 1:500.000 através do endereço eletrônico <http://visualizadorgeominero.dinamige.gub.uy>. Definiu-se a Unidade Areias Litorâneas e Fluviais Holocênicas como análoga à Barreira Holocênica IV brasileira. Limitou-se a ocorrência do ecossistema em direção ao sul próximo à cidade de Montevideo. Tal medida ocorreu em razão da diferença estrutural na formação das baías da área se comparadas à gênese do resto do sistema adotado segundo a equipe presente nas dinâmicas de coleta de opinião de especialista.

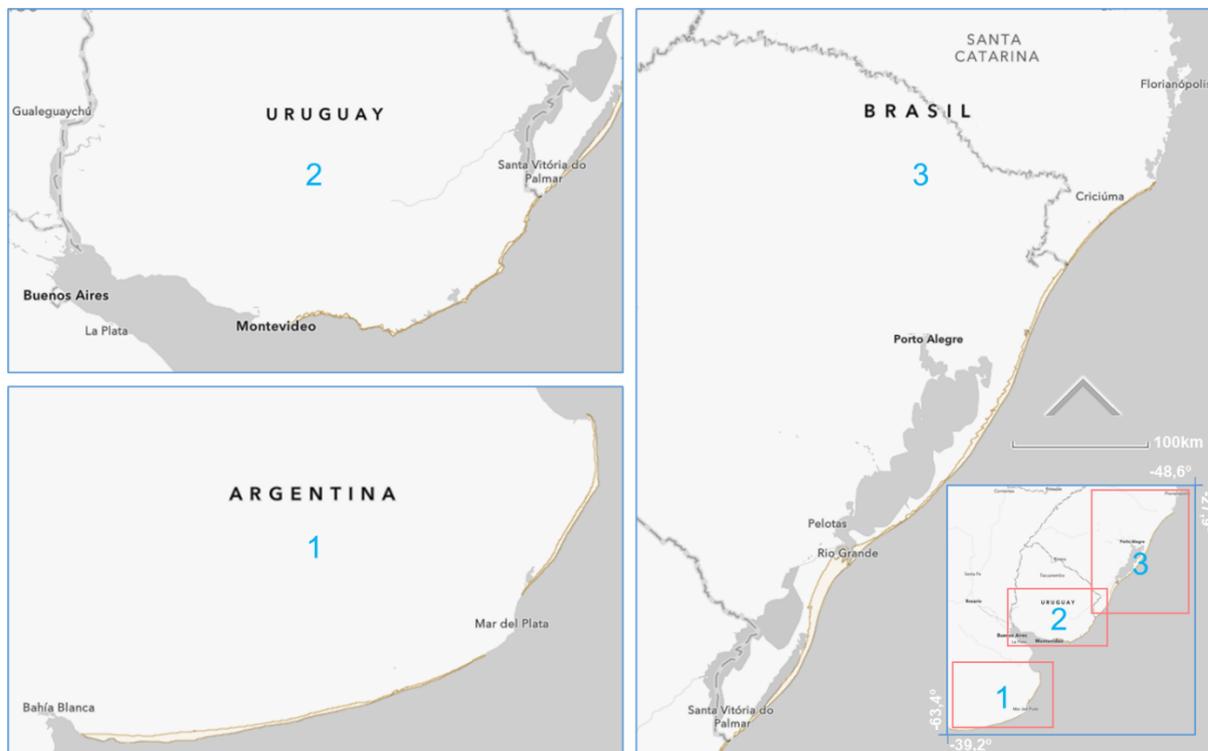
A unidade geomorfológica do território do Uruguai foi vetorizada em tela em escala de visualização 1:100.000 por sobre o arquivo do tipo .lyr acessado, uma vez que a arquitetura de construção do arquivo não permite edições geométricas. A linha de costa foi ajustada com base nas imagens Landsat do ano de 2018 citadas no item 2.1.3 e os limites político-administrativos foram ajustados para coincidirem com os adotados no estudo.

Por sua vez, o limite geomorfológico adotado para a Argentina foi estabelecido conceitualmente como o sistema de dunas costeiras entre as regiões de Punta Rasa e Punta Alta. Tendo em vista a diversidade evolutiva e o aspecto atual do sistema local, a área foi subdividida em duas zonas. A primeira se localiza ao norte da área delimitada, com sentido Norte-Sul. Já a segunda situa-se ao sul, com sentido Leste-Oeste. A materialização dos limites geomorfológicos em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas ocorreu concomitantemente à vetorização em tela por sobre imagens de satélite para geração de camada de Uso e Ocupação do Solo, conforme mais bem detalhado no item 4.1.4

Assim, o ecossistema alvo se estende por uma faixa de largura variável entre 300 m e 1,5 km e 1.250 km de comprimentos, aproximadamente, conforme ilustrado na Figura 1. Adjacente ao Oceano Atlântico e abrangendo uma área de 5.275 km², as coordenadas

geográficas máximas e mínimas são, respectivamente O 60°44'17,487" / S 39°28'6,668" e O 48°27'12,950" / S 28°11'57,849". De acordo com o Esquema de Classificação de Habitat da IUCN versão 3.1, o ecossistema-alvo é classificado na categoria Dunas de Areia Costeiras.

Figura 1. Área de estudo



4.1.2. Recorte temporal

Optou-se pela definição de 1985 como ano base e 2018 como ano final da observação em função da indisponibilidade de informações, apesar do recorte temporal ideal compreender 50 anos de dados observados. Complementarmente, os anos de 1991 e 1999 foram escolhidos como pontos de apoio para identificação de eventuais fenômenos correlacionados descritos matematicamente através de curvas e progressões que não somente lineares, permitindo, assim, projeções de cenários futuros mais precisos. Dessa forma, a partir da observação de 4 cenários e projeções para datas futuras até 2035, atende-se o intervalo de 50 anos estipulado pela RLE da IUCN para avaliações de risco.

4.1.3. Dados de sensoriamento remoto

A vasta extensão territorial a ser coberta, a necessidade de mapeamento de períodos de tempo distintos e a inexistência de dados integrados para toda área de estudo nos 4 anos estabelecidos tornam a geração de mapas de uso e cobertura do solo um ponto de atenção para exequibilidade do trabalho. Assim, decidiu-se pela reclassificação e ajuste geométrico de mapeamentos disponíveis quando possível, e aquisição de imagens de satélite para geração própria dos mapeamentos de forma complementar. O Quadro 8 apresenta detalhadamente as características dos dados de Sensoriamento Remoto utilizados no estudo.

Como critérios para escolha da fonte de imagens de satélite estão as 1) necessidade de cobertura da longa extensão terrestre da área de estudo; 2) continuidade da disponibilidade, a fim de permitir máxima representatividade das mudanças do habitat de dunas costeiras na área de estudo através do tempo; e, 3) resoluções espacial e espectral dos sensores remotos adequadas à identificação e diferenciação de fragmentos de vegetação. Existem diversas agências espaciais privadas e governamentais que disponibilizam serviços que se adequam à demanda em questão. Porém, elegeram-se os satélites Landsat como fonte primária de dados da superfície terrestre, obtidas do website earthexplorer.usgs.gov/. O período compreendido entre os anos de 1985 e 2018 é perfeitamente atendido pelas versões 5 (ativa entre os anos de 1984 e 2011), 7 (1999 – atualmente ativa com restrições) e 8 (2013 – última versão).

Quadro 8. Dados de Sensoriamento Remoto utilizados no estudo.

Recorte espacial	Ano	Satélite	Órbita-Ponto	Data
Brasil (Santa Catarina)	1985	Landsat 5	220-080	14/11/1985
	1991	Landsat 5	220-080	- ⁷
	1999	Landsat 7	220-080	- ⁷
	2018	Mosaico de imagens ⁸	- ⁹	01/09/2018
Brasil (Rio Grande do Sul)	1985	Landsat 5	- ⁷	- ⁷
	1991	Landsat 5	- ⁷	- ⁷
	1999	Landsat 7	- ⁷	- ⁷
	2018	Mosaico de imagens	- ⁹	01/09/2018
Uruguai	1985	Landsat 5	222-083	07/07/1985
			222-084	07/07/1985
			223-084	04/02/1985
	1990	Landsat 5	222-083	02/05/1990
			222-084	02/05/1990
			223-084	17/11/1990
	2000	Landsat 7	222-083	26/09/2000
			222-084	22/06/2000
			223-084	20/11/2000
	2018	Landsat 8	222-083	09/12/2018
			222-084	09/12/2018
			223-084	16/12/2018
Argentina	1985	Landsat 5	223-085	04/02/1985
			223-086	23/02/1986
			224-087	31/12/1986
			225-087	01/01/1985
			226-087	24/11/1985
	1990	Landsat 5	223-085	25/03/1991
			223-086	11/03/1992
			224-087	08/07/1992
			225-087	02/01/1991
			226-087	08/10/1991
	2000	Landsat 7	223-085	21/04/2001
			223-086	23/03/2002
			224-087	22/11/2001
			225-087	05/05/2001
			226-087	20/11/2001
	2018	Landsat 8	223-085	16/12/2018
223-086			16/12/2018	
224-087			07/12/2018	
225-087			30/12/2018	
226-087			19/11/2018	

⁷ Ausência de registro da equipe envolvida na elaboração

⁸ Mosaico de alta resolução via plugin em ambiente SIG (Google Inc., 2018)

⁹ Dispensa informação

4.1.4. Dados de uso e cobertura do solo

O Uso e Cobertura do Solo do território brasileiro, tanto para o estado de Santa Catarina quanto para o estado do Rio Grande do Sul, baseia-se nos dados provenientes do Projeto MapBiomias disponíveis para *download* através do endereço eletrônico mapbiomas.org. A fim de promover homogeneidade de classes de Uso e Ocupação do Solo entre os demais distintos limites político-administrativos, foram efetuadas reclassificações, generalizações e ajustes geométricos baseados em fotointerpretação das imagens de satélite elencadas no Quadro 8. Mapearam-se, principalmente, áreas urbanas ou rurais densas e áreas de silvicultura. As demais áreas foram consideradas como de ocorrência do ecossistema alvo.

Já no que diz respeito ao território uruguaio, identificou-se no site oficial do Ministério de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA) um mapeamento de Uso e Ocupação do Solo via classificação automática para o ano de 2018. Porém, o dado apresenta incompatibilidades com o propósito do estudo, como vazios geométricos, diferenças significativas da classe atribuída automaticamente e da classe observada em imagens de satélite, problemas de topologia etc. Assim, a indisponibilidade de dados consolidados motivou o mapeamento das 4 datas por meio de fotointerpretação em escala de visualização 1:100.000 e, em casos específicos, 1:20.000.

Finalmente, para o território argentino, foi tomado como base o mapeamento de cobertura e uso da terra do Instituto Geográfico Nacional (IGN) da Argentina para o ano de 2015. As feições dessa camada vetorial foram corrigidas para o ano de 2018 preenchendo vazios em áreas anteriormente não cobertas pelo mapeamento. Tal procedimento foi realizado a partir de fotointerpretação, assim como os demais mapeamentos para os anos de 1985, 1991 e 2001, em escala de visualização de 1:50.000 e 1:10.000.

Nas áreas dos três países aplicaram-se às imagens de satélite diferentes composições de bandas espectrais para discriminação de feições. Dentre as álgebras matriciais utilizadas, o Índice Normalizado de Diferença Vegetal (NDVI, sigla em inglês) foi o principal recurso empregado para diferenciação de biomassa advinda de florestas naturais e antrópicas. O procedimento foi realizado em ordem cronológica, primeiramente editando-se os dados do ano base de 1985 e, subsequentemente, de 1991, 2000 e 2018. Assim, as áreas urbanas identificadas em 1985 foram consolidadas para as próximas datas, apenas acrescentando-lhe novas feições ou expandindo as existentes. Este procedimento garantiu que áreas inicialmente atribuídas à classe urbana não sofressem subtrações, considerando o caráter permanente e o vetor de crescimento típico dessa feição.

O mapeamento de Uso e Cobertura do Solo da área de estudo no Brasil foi ajustado com base no Sistema de Referência WGS 84 (sigla para *World Geodetic System*, de 1984) de código EPSG (*European Petroleum Survey Group*) 4326, uma vez que é o sistema adotado pelo Projeto MapBiomias. O mesmo procedimento foi adotado para a classificação o território da Argentina, uma vez que o dado inicial foi adquirido nesse mesmo formato. Os dados do Uruguai foram criados no Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS2000) em Projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), fuso 21 Sul (EPSG 31981).

Ao final do processo, visando a integração das geometrias geradas em distintos Datum e projeções, adotou-se o Sistema de Referência SIRGAS2000, de código EPSG 4989, conforme Resolução 1/2005 e 1/2015 do IBGE. Finalmente, foram realizadas correções topológicas básicas de eliminação de vazios e sobreposições para garantir a contiguidade dos polígonos adjacentes.

A diversidade metodológica é consequência da disponibilidade de dados heterogênea, natural de estudos com recortes espaciais internamente díspares, e especificidade das ferramentas empregadas pelos diversos atores do grupo de estudo responsável pela etapa inicial de coleta e tratamento de dados. Eventuais erros ou inconsistências advindas das intervenções podem ser desconsiderados tendo-se em vista a escala de apresentação e a vasta área coberta.

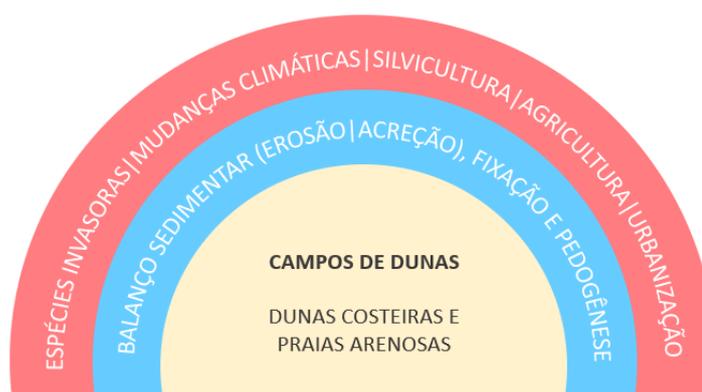
Para concluir, o formato de entrada dos dados de uso e ocupação do solo referentes aos habitats e respectivos estressores nos modelos HRA e HQA do InVEST na interface do *software* TerrSet é, invariavelmente, de formato matricial e individualizado. Ou seja, um arquivo do tipo raster para cada classe. Assim, é necessária a conversão de cada classe de uso e ocupação do solo da camada vetorial em uma nova camada matricial. O TerrSet é especialmente sensível à configuração dos dados de entrada matriciais, principalmente dimensão (nº de linhas e colunas), sistema de referência cartográfica, arquitetura (byte, binário, grid, geotiff etc.). Portanto, é exigida uma rigorosa etapa de compatibilização entre os diversos planos de informação utilizados no estudo.

4.2. Avaliação comparativa de habitat e estressores

Como exposto anteriormente, os modelos HRA e HQA baseiam-se em dados de Uso e Ocupação do Solo e planilhas eletrônicas com relações entre ameaças e habitats. O modelo HRA demanda 3 conjuntos de informações distintos entre si, são eles; 1) informações sobre os estressores; 2) informações sobre os habitats; e, 3) informações sobre as interações entre os estressores e habitats. Já o modelo HQA demanda um conjunto de informações mais simples; 1) grau de ameaça de cada estressor ao habitat; e 2) sensibilidade do habitat à cada estressor. A definição dos parâmetros ocorre a partir de consenso dos pesquisadores colaboradores através de dinâmicas interativas.

O item 5.1.1 exhibe especificamente os resultados dessa etapa, ou seja, os modelos parametrizados após a coleta de opiniões de especialistas em dois dias de encontro em fevereiro de 2020 com a presença de mais de 20 pesquisadores do Brasil, Uruguai e Argentina. Os nomes dos participantes com notório saber do tema são listados no item AGRADECIMENTOS ao final do documento. A Figura 2 exhibe um resumo das relações de causa e efeito entre habitat e estressores, adaptado de Scherer *et al.* (2020). A cor vermelha simboliza as principais ameaças do habitat. A cor azul simboliza os principais processos de proteção do habitat.

Figura 2. Resumo de relações de causa e efeito entre habitat e estressores



Fonte: Adaptado de Scherer. *et al.* (2020).

4.3. Processamento e análise de dados

De forma geral, a avaliação dos modelos HQA e HRA baseou-se em análises estatísticas de informações derivadas de cruzamentos de dados georreferenciados. Embora eventualmente simples, análises estatísticas baseadas em fenômenos espaciais são poderosas ferramentas transformadoras de dados aparentemente desconexos em sólidas fontes de informação.

Os *softwares* ArcGIS, InVEST e, TerrSet exigem licenciamento pago e foram utilizados através da infraestrutura de informática do Laboratório de Modelagem Ricardo Norberto Ayup Zouain - LABMODEL da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. A seguir são descritos os detalhes das aplicações dos modelos Land Change Modeler, Habitat Risk Assessment e Habitat Quality Assessment.

4.3.1. Metodologia InVEST de modelagem ecossistêmica

Existem muitos modelos construídos baseados em serviços ecossistêmicos. Os itens a seguir elencam características específicas das simulações da plataforma InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), um conjunto de modelos matemáticos/computacionais/geográficos para mapeamento e valoração de bens e serviços ecossistêmicos de suporte à vida humana. Os modelos são concebidos como *softwares* livres e de código aberto, podendo ser integrados à diversas soluções tecnológicas comerciais. O texto a seguir baseia-se integralmente nas descrições do modelo segundo o manual do usuário¹⁰ (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021).

4.3.1.1. InVEST Land Change Modeler

O Land Change Modeler (LCM) é um modelo de mudanças no uso e cobertura do solo que ajuda a entender como as elas afetam as paisagens e os serviços ecossistêmicos associados. Este modelo utiliza análise estatística e de padrões espaciais complexos para simular e prever mudanças em classificações prévias, além de permitir a criação de cenários futuros (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021). O LCM baseia-se no método denominado Markov, uma abordagem matemática de probabilidade condicional utilizada para modelar processos estocásticos que evoluem ao longo do tempo, como um pixel mudar de classe de uso e ocupação do solo para outra entre as datas escolhidas para este estudo (PONTIUS *et al.*, 2003).

Os passos de funcionamento do LCM podem ser resumidos em quatro etapas: entrada de dados (adaptação dos formatos dos dados de entrada aos rigorosos padrões exigidos pelo *software*), pré-processamento (análise de mudanças de uso e ocupação do solo no passado), calibração do modelo (modelagem iterativa dos potenciais de transição entre classes de uso e ocupação do solo em que somente as transições mais relevantes se mantêm) e análise de cenários (predição das mudanças de uso e ocupação do solo no futuro) (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021).

As etapas descritas abaixo são baseadas no modelo originalmente proposto por Soares-Filho *et al.* (2002), que foi posteriormente adaptado e aprimorado pela plataforma

¹⁰ <https://releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/>

InVEST. Desde a sua criação, o LCM tem sido amplamente utilizado em estudos de avaliação de impacto ambiental, planejamento territorial e conservação da biodiversidade (PONTIUS *et al.*, 2003).

4.3.1.2. InVEST Habitat Risk Assessment

O modelo da plataforma InVEST intitulado Habitat Risk Assessment (HRA) permite aos usuários avaliarem os riscos cumulativos impostos sobre os serviços ecossistêmicos e à biodiversidade de uma paisagem. Assim como os fatores estressores de origem antrópica continuamente diversificam-se e intensificam-se, também cresce a necessidade de métodos ágeis, claros e reproduzíveis de avaliações de risco de ecossistemas. O modelo HRA é fundamentado em uma relação exposição-consequência, e, assim, variações espaciais dos riscos cumulativos das múltiplas atividades humanas são refletidas em avaliações de risco de escala regional (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021).

De forma bastante pragmática, tem-se que a exposição conceituada no modelo é “o grau em que um habitat experimenta um estressor”. Já a consequência é a resposta específica do habitat à exposição. Essa relação considera a sensibilidade e resiliência de cada habitat específico a cada estressor específico, ou seja, a habilidade de um habitat de resistir e recuperar-se dos estressores aos quais é exposto (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021). O modelo ocorre em 3 grandes etapas para cada pixel individualmente:

4.3.1.2.1. Cálculo da intensidade das ameaças

Segundo o Natural Capital Project (2021), na primeira etapa o cálculo da intensidade das ameaças é feito através da pontuação da exposição e da consequência para cada par habitat-estressor. Para cada par habitat-estressor, a exposição é calculada como a presença ou ausência do estressor no pixel em questão, normalizada pela presença ou ausência do estressor em toda a paisagem. A consequência é calculada como a sensibilidade do habitat ou espécie àquele estressor, também normalizada pelo valor máximo de sensibilidade na paisagem. Isso significa que os valores de exposição e consequência variam de 0 a 1, onde 1 significa alta exposição ou alta consequência, respectivamente. As pontuações de exposição e consequência são calculadas separadamente para cada pixel no mapa de cobertura do solo e mapa de estressores.

A probabilidade de ocorrência de um fenômeno adverso ao habitat é intrinsicamente dependente da exposição dele aos seus estressores. A intensidade da ameaça pode ser calculada usando uma função de multiplicação simples ou uma função de agregação mais complexa, como uma média ponderada, valores mínimos ou máximos (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021). Assim, a equação de cálculo da intensidade das ameaças, para cada ameaça, é a seguinte:

$$I = G \times P$$

Onde:

I é a intensidade da ameaça.

G é a gravidade da consequência de um fenômeno adverso, ou seja, o grau de dano quando a possibilidade dessa interação se converte em uma ocorrência material. Pode variar de 0 a 1. É atribuída uma gravidade para cada tipo de ameaça em função de sua magnitude, frequência, extensão espacial etc.

P é a probabilidade de ocorrência da ameaça em um determinado período. Também varia de 0 a 1. É determinada por meio da análise de dados históricos, modelos de previsão, opiniões de especialistas, entre outros.

4.3.1.2.2. Cálculo da sensibilidade

Na segunda etapa, a sensibilidade do ecossistema às ameaças é avaliada por meio da soma ponderada dos indicadores dos ecossistemas. Cada indicador é ponderado por um peso que representa sua importância relativa na sensibilidade do ecossistema (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021). A sensibilidade é dada pela seguinte fórmula:

$$S = \sum (Pa \times Pe)$$

Onde:

S é a sensibilidade do ecossistema às ameaças.

Pa é o valor do parâmetro de ecossistema normalizado em uma escala de 0 a 1, onde 0 significa que o ecossistema não é sensível à ameaça e 1 significa que o ecossistema é altamente sensível.

Pe é o peso atribuído a cada indicador, representando sua importância relativa na sensibilidade do ecossistema às ameaças.

4.3.1.2.3. Cálculo da vulnerabilidade

Na terceira etapa, a vulnerabilidade do ecossistema é calculada como o produto da intensidade total de ameaças pela sensibilidade do ecossistema (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021). A vulnerabilidade é dada pela seguinte fórmula, assim, a vulnerabilidade é uma medida da exposição do ecossistema às ameaças, que resulta da interação entre a intensidade das ameaças e a sensibilidade do ecossistema:

$$V = I \times S$$

Onde:

V é a vulnerabilidade do ecossistema às ameaças.

I é a intensidade total de ameaças calculada na etapa 1.

S é a sensibilidade do ecossistema às ameaças calculada na etapa 2.

4.3.1.2.4. Agregação dos resultados

Ao final do processamento são incorporados novos cálculos de agrupamento, categorização e separação espacial (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021).

Soma das pontuações: Essa relação estressor/habitat que cada estressor fornece é acumulada para cada habitat, em cada localização de pixel, simplesmente somando as pontuações de risco de todos os estressores.

Categorização do risco para cada habitat: O risco é categorizado como baixo, médio ou alto, com base em uma tabela de resultados que define os limites de cada categoria. O usuário pode especificar esses limites na tabela de resultados ou usar os valores padrão fornecidos pelo modelo.

Resumo dos resultados para sub-regiões de interesse: Os resultados de risco são dados por pixel, mas também são resumidos para sub-regiões maiores de interesse, como bacias hidrográficas ou unidades administrativas, fornecendo estatísticas básicas de média, máximo ou mínimo conforme especificado pelo usuário.

4.3.1.2.5. Dados de entrada e de saída

Para executar o modelo na plataforma InVEST, conforme apresentado no manual do Natural Capital Project (2021), são necessárias as seguintes informações de entrada:

Mapa de uso e cobertura do solo: um mapa raster em formato georreferenciado (por exemplo, GeoTIFF) que descreva a cobertura e uso da terra em uma escala espacial adequada para a análise contendo estressores e habitats.

Mapa de estressores: um mapa raster em formato georreferenciado (por exemplo, GeoTIFF) que represente a distribuição espacial especificamente de um ou mais estressores que afetam o habitat ou a espécie de interesse.

Modelo de impacto: um arquivo CSV padronizado que descreva a relação entre a presença/ausência do estressor e o impacto no habitat de interesse.

Modelo de resultados (opcional): um arquivo CSV padronizado que define os limites para cada categoria de risco.

Sobre a escala de análise, o usuário define a resolução espacial e temporal do modelo e o período de tempo considerado para avaliar o risco aos habitats. Por exemplo, é possível avaliar o risco de perda de habitats em uma área específica em um período de alguns anos, considerando as ameaças, vulnerabilidades e valores dos habitats.

As saídas do modelo são:

Mapa de risco global do ecossistema.

Mapas de risco individual para cada habitat.

Gráficos de risco onde é informada a contribuição da exposição e da consequência na formação do risco total.

Essas informações podem ser usadas para identificação de áreas sob maior risco de degradação ambiental, bem como no teste de hipóteses sobre a tendência dos efeitos desses riscos em cenários futuros. Assim, o modelo pode ser útil na identificação de áreas onde as atividades humanas invariavelmente gerarão *trade-offs* entre serviços ecossistêmicos. Nesse sentido, o modelo pode ser empregado por atores sociais de áreas como ordenamento territorial e exploração dos recursos naturais na decisão de áreas de diminuição e de intensificação de determinadas atividades. Segundo Prestes *et al.* (2019), os resultados do modelo HRA possibilitam comparações com outras metodologias de avaliação de risco de ecossistemas. Informações adicionais sobre o funcionamento do algoritmo do modelo podem ser encontradas no guia do usuário. São demonstradas no quadro abaixo os campos e possibilidades de preenchimento do modelo HRA.

Quadro 9. Possibilidades de preenchimento da tabela de entrada do modelo HRA.

	Legenda	Fator	Classe
Estressores	Intensidade	0	Sem classificação
		1	Baixa intensidade
		2	Média intensidade
		3	Alta Intensidade
	Manejo	0	Sem classificação
		1	Muito efetivo
2		Um pouco efetivo	
Habitats	Taxa natural de mortalidade	0	Sem classificação
		1	Alta mortalidade (e.g. 80% ou maior)
		2	Média mortalidade (e.g. 20-50%)
		3	Baixa mortalidade (e.g. 0-20%)
	Padrão de recrutamento	0	Sem classificação
		1	Anualmente ou mais frequente
		2	A cada 1 – 2 anos
		3	A cada mais de 2 anos
	Conectividade	0	Sem classificação
		1	Alta dispersão (e.g. 100 km ou mais)
		2	Média dispersão (e.g. 10 – 100 km)
		3	Baixa dispersão (e.g. Menos de 10 km)
	Taxa de regeneração ou idade de amadurecimento	0	Sem classificação
		1	0 – 1 ano
		2	1 – 10 anos
3		Mais de 10 anos	
Interação Habitat Estressor	Alteração de área	0	Sem classificação
		1	Baixa perda de área (0 – 20%)
		2	Média perda de área (20 – 50%)
		3	Alta perda de área (50 – 100%)
	Alteração de estrutura	0	Sem classificação
		1	Baixa perda (0 – 20%)
		2	Média perda (20 – 50%)
		3	Alta perda (50 – 100%)
	Frequência de distúrbio natural	0	Sem classificação
		1	Diariamente – Semanalmente
		2	Diversas vezes por ano
		3	Anualmente ou menos
	Sobreposição temporal	0	Sem classificação
		1	0 – 4 meses
		2	4 – 8 meses
		3	8 – 12 meses
	Sobreposição espacial ¹¹	0	0% ¹²
		1	>0 – 10% ¹²
		2	10-30% ¹²
		3	>30%.
	<i>Buffer do estressor</i> ¹³	-	- ¹⁴
Importância	0	Sem classificação	
	1	Menor importância	
	2	Igual importância	
	3	Maior importância	

Fonte: The Natural Capital Project (2021)

¹¹ De habitat em cada célula em que habitat e estressor se sobrepõe

¹² Campos não informados calculados automaticamente

¹³ Faixa ao redor do estressor em que há interação significativa com os habitats

¹⁴ Unidades em metros

4.3.1.3. InVEST Habitat Quality Assessment

Eventuais padrões espaciais podem ser estimados por análises de uso e cobertura do solo e as respectivas ameaças que representam para as espécies de um habitat. O modelo HQA da plataforma InVEST utiliza qualidade e raridade de habitats como *proxys* de biodiversidade, estimando a extensão e o estado de degradação deles em um determinado recorte espacial. A qualidade e a raridade de um habitat são função de quatro fatores: 1) impacto relativo de cada ameaça; 2) sensibilidade relativa à cada ameaça; 3) distância entre o habitat e as ameaças; e, finalmente, 4) grau de proteção legal do território. O modelo assume que a proteção legal é efetiva e que todas as ameaças são complementares umas às outras (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021).

Segundo o Natural Capital Project (2021), o modelo é elaborado a partir da premissa de que a qualidade de um habitat representa a habilidade de prover condições apropriadas para um indivíduo e sua população sobreviverem, se reproduzirem e persistirem. Assim, respectivamente, baixa, média e alta qualidade refere-se à disponibilidade de recursos suficientes para garantir esses processos (HALL *et al.*, 1997). A qualidade de um habitat degrada-se em função da sua proximidade com regiões antropizadas e da intensidade dos usos da terra (MCKINNEY, 2002)

Para que haja adequada compreensão do funcionamento do algoritmo e que seja possível analisarem-se as semelhanças e distâncias do modelo em relação à metodologia da IUCN aspectos matemáticos e delimitações conceituais mais rigorosas de qualidade do habitat são descritas a seguir. As pontuações são calculadas com base nas seguintes métricas.

4.3.1.3.1. Cálculo de pontuações relativas de qualidade do habitat

As pontuações de qualidade do habitat relativas são calculadas para cada pixel no mapa de cobertura do solo, dividindo a pontuação de qualidade do habitat pelo valor médio de qualidade do habitat em toda a paisagem. A pontuação de qualidade do habitat relativa varia de 0 a infinito (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021).

São parâmetros para esse cálculo a 1) Conectividade: A conectividade do habitat é calculada como a distância euclidiana para o pixel mais próximo de habitat. A pontuação de conectividade varia de 0 a 1, onde 1 significa alta conectividade. 2) Fragmentação: A fragmentação do habitat é calculada como a densidade de bordas de habitat, medida como o comprimento total das bordas do habitat em relação à área total do habitat. A pontuação de fragmentação varia de 0 a 1, onde 1 significa alta fragmentação. 3) Grau de alteração: O grau de alteração do habitat é calculado como a proporção de pixels de cobertura do solo que foram alterados por atividades humanas, como urbanização, agricultura ou silvicultura. A pontuação de grau de alteração varia de 0 a 1, onde 1 significa alta alteração (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021).

4.3.1.3.2. Combinação de pontuações de qualidade da paisagem

As pontuações de qualidade do habitat são combinadas em uma pontuação de qualidade geral do habitat, usando uma função de agregação definida pelo usuário. As

funções de agregação disponíveis incluem a média, o mínimo e o produto (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021).

4.3.1.3.3. Cálculo da qualidade média do habitat

A qualidade média do habitat é calculada para cada sub-região de interesse, como bacias hidrográficas ou unidades administrativas. Isso é feito usando a média ponderada da qualidade do habitat em todos os pixels da sub-região, onde os pesos são dados pela área de cada pixel (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021).

4.3.1.3.4. Cálculo da qualidade relativa do habitat

A qualidade relativa do habitat é calculada comparando a qualidade média do habitat em cada sub-região com a qualidade média do habitat em toda a paisagem. Isso é feito usando a seguinte equação:

$$QR = (Qs / Qp) \times 100$$

Onde:

QR é a qualidade do habitat relativa, em porcentagem.

Qs é a qualidade média do habitat na sub-região de interesse.

Qp é a qualidade média do habitat em toda a paisagem.

4.3.1.3.5. Dados de entrada e de saída

O modelo Habitat Quality Assessment do InVEST é uma ferramenta de modelagem que permite inserção de dados de entrada de diferentes fontes, incluindo dados topográficos, dados climáticos, dados sobre uso e cobertura do solo e informações sobre a localização de habitats. Os dados de entrada específicos para o modelo Habitat Quality Assessment incluem:

Mapa de uso e cobertura do solo: dado em formato raster para diferenciação entre classes de uso e ocupação do solo de ambientes antrópicos e naturais. É possível fornecer dados de três cenários, passado ou também chamado “linha de base”, presente e futuro.

Tabela de ameaças: dado em formato tabular com propriedades das ameaças contendo informações de distância máxima que cada ameaça afeta cada habitat; peso relativo de cada ameaça na pressão global exercida sobre o habitat; equação de decaimento espacial de cada ameaça em função da distância (exponencial ou linear).

Tabela de sensibilidade: dado em formato tabular com informação da sensibilidade relativa de cada classe de uso e ocupação do solo com a tabela de ameaças.

As saídas do modelo são:

Nível relativo de degradação do habitat na paisagem atual: dado em formato raster da pontuação da degradação do habitat em cada célula em relação às outras células no momento presente.

Nível relativo de degradação do habitat na paisagem futura: dado em formato raster da pontuação da degradação do habitat em cada célula em relação às outras células em um momento futuro.

Nível relativo de qualidade do habitat na paisagem atual: dado em formato raster referente à qualidade do habitat em relação à distribuição da qualidade do habitat em toda a paisagem no momento presente.

Nível relativo de qualidade do habitat na paisagem futura: dado em formato raster referente à qualidade do habitat em relação à distribuição da qualidade do habitat em toda a paisagem em um momento futuro. Esta saída é criada somente se um mapa futuro de uso e ocupação do solo for fornecido como entrada. Esta pontuação de qualidade não tem unidade e não se refere a nenhuma medida de biodiversidade específica.

Raridade relativa do habitat na paisagem atual em relação ao mapa de referência: esta saída é criada somente se um mapa de uso e ocupação do solo de referência for fornecido como entrada.

Raridade relativa do habitat na paisagem futura em relação ao mapa de referência: esta saída é criada somente se ambos os mapas de uso e cobertura do solo de referência e futuro forem fornecidos como entrada.

Informações adicionais sobre o funcionamento do algoritmo do modelo podem ser encontradas no guia do usuário. São demonstradas nos quadros abaixo os campos e possibilidades de preenchimento das planilhas dos modelos HQA.

Quadro 10. Possibilidades de preenchimento da tabela de características das ameaças do modelo HQA.

Ameaça	Distância máxima	Peso	Decaimento
Ameaça 1	- ¹¹	0 – 1	Exponencial ou linear
Ameaça 2	- ¹¹	0 – 1	Exponencial ou linear
Ameaça n	- ¹¹	0 – 1	Exponencial ou linear

Fonte: The Natural Capital Project (2021)

Quadro 11. Possibilidades de preenchimento da tabela de interações das ameaças e ecossistema (sensibilidade) no modelo HQA.

Uso e cobertura do solo	Habitat ¹⁵	Estressor 1 ¹⁶	Estressor 2 ¹²	Estressor n ¹²
Classe 1	0 – 1	0 – 1	0 – 1	0 – 1
Classe 2	0 – 1	0 – 1	0 – 1	0 – 1
Classe n	0 – 1	0 – 1	0 – 1	0 – 1

Fonte: The Natural Capital Project (2021)

4.3.1.3.6. Preparação de dados

Na primeira etapa, ocorre a manipulação dos dados de entrada para que possam ser utilizados pelo LCM. Isso inclui a conversão de dados em formatos compatíveis com o LCM e a correção de erros nos dados de entrada. O modelo é executado dentro do *software* TerrSet, o qual exige formatos de entrada específicos e absoluta rigidez em relação às características dos arquivos rasters e vetoriais. Assim, grande parte do esforço para realização deste estudo

¹⁵ Adequação da classe de uso e cobertura do solo como habitat, onde 0 é inadequado e 1 é totalmente adequado

¹⁶ Sensibilidade relativa de cada classe de uso e cobertura do solo para cada ameaça, onde 1 é alta sensibilidade e 0 é não afetada

foi realizado nesta etapa de conciliação dos dados previamente gerados com os formatos de entrada específicos do TerrSet, sejam eles: nº idêntico de colunas e linhas dos dados matriciais, Sistema de Referência Cartográfica, arquitetura de arquivos (estrutura de campos da tabela de atributos como texto ou número inteiro) e bits, entre outros. Embora o LCM concatene as etapas de forma encadeada para facilitar sua execução, essa etapa de preparação dos dados é a que demanda mais esforço e atenção (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021).

4.3.1.3.7. Pré-processamento

Na segunda etapa, o pré-processamento exige que ocorra a definição dos parâmetros do modelo, incluindo a taxa de conversão de cada categoria de uso da terra, a pressão de uso da terra em cada pixel e a taxa de transição entre as categorias de uso da terra em dados do passado. A seguir ocorre o agrupamento de transições em submodelos, aquelas transições que apresentam natureza em comum, como conversão de habitats em diversas ameaças, ou conversão de habitats em classes espúrias (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021).

4.3.1.3.8. Calibração

Na terceira etapa, a calibração do modelo, é realizada a validação dos dados e a seleção dos parâmetros do modelo para a simulação das mudanças em cenários futuros. Essa etapa envolve uma pré-execução do modelo em dados históricos para avaliar a precisão e a confiabilidade das previsões. Apenas as conversões de classes conceitualmente mais relevantes para o estudo e com maior impacto na acurácia do modelo devem ser mantidas. Nessa análise de causas, que envolve a identificação de variáveis que podem explicar as mudanças no uso da terra, o LCM permite a seleção de diversas variáveis explicativas e a escolha entre 3 métodos de interação de variáveis, o tamanho das janelas de busca e o número de repetições do modelo. As três metodologias possíveis são Perceptron Multicamada (MLP, do inglês Multi-Layer Perceptron), “aprendizado de máquina baseado em instância ponderada por similaridade” (em inglês SimWeight) e regressão logística. De forma geral, os métodos Multi-Layer Perceptron e SimWeight performam melhor e são recomendados pelos desenvolvedores da plataforma (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021).

4.3.1.3.9. Análise de cenários

Por fim, a análise de cenários é realizada na quarta etapa, em que o modelo é executado progressivamente de acordo com intervalos de tempos pré-definidos pelo usuário para prever como as mudanças no uso da terra podem afetar os serviços ecossistêmicos. Esses cenários podem incluir mudanças climáticas, urbanização, expansão agrícola, entre outros. O LCM permite definir a taxa de mudança, a magnitude da mudança e as classes de uso da terra restantes ao final do processamento. Para avaliar a precisão do modelo, o LCM permite a tabulação cruzada dos dados de referência e de saída, bem como o cálculo de índices de acurácia, como a exatidão global e o coeficiente Kappa (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021).

4.3.1.3.10. Dados de entrada e de saída

O modelo permite a inclusão de informações sobre as características da paisagem, como uso da terra, topografia, hidrografia, entre outros. Porém, somente uma classificação de uso e ocupação do solo é exigida. A entrada de dados também inclui informações sobre as mudanças na paisagem que ocorreram ao longo do tempo. Essas informações são geralmente obtidas por meio de imagens de satélite ou dados de sensoriamento remoto. Neste caso, os inputs podem ser as próprias classes de uso e ocupação do solo de diversos anos. Além disso, o usuário pode definir o tamanho do pixel e a janela temporal (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021).

As saídas do modelo são:

Mapas de Cobertura da Terra: dados em formato raster que representam a distribuição espacial das diferentes classes de cobertura da terra, como florestas, pastagens, culturas, áreas urbanas, entre outras.

Mapas de Mudança na Cobertura da Terra: dados em formato raster que mostram as mudanças na cobertura da terra ao longo do tempo, identificando as áreas que foram convertidas de um tipo de cobertura para outro.

Mapas de Transição da Cobertura da Terra: dados em formato raster que identificam as mudanças na cobertura da terra de uma classe para outra, indicando a direção da transição (por exemplo, floresta para pastagem ou pastagem para floresta).

Tabelas de Atributos: dados tabulares em formato CSV ou Excel, por exemplo, que fornecem informações detalhadas sobre as classes de cobertura da terra e suas mudanças ao longo do tempo, incluindo a área, a porcentagem da paisagem, a taxa de mudança, entre outras.

Gráficos de Tendência: dados em formato PNG ou PDF que mostram as tendências de mudança na cobertura da terra ao longo do tempo, permitindo a visualização rápida das mudanças e a identificação de padrões.

4.3.2. Land Change Modeler

Utilizou-se o modelo Land Change Modeler da plataforma InVEST, porém, embutido no *software* TerrSet, para elaboração de um cenário de uso e ocupação do solo para o ano de 2035 com as classes adotadas e descritas no item 4.1.4. Dados de uso e cobertura do solo. A escolha deste ano se deu para completar a janela temporal de 50 anos a partir de 1985 exigida pela IUCN para avaliações de risco da RLE em alguns parâmetros. O resultado dessa modelagem foi inserido nos modelos HQA e HRA como dado de entrada.

O LCM demanda sucessivas interações do usuário definindo parâmetros que melhor se encaixem em sua demanda e à realidade estudada. Os dados de entrada iniciais são somente uma imagem raster classificada em classes de uso e ocupação para os anos de 1985 e 2018. A partir dessas informações realizou-se a tabulação cruzada do LCM a fim de averiguar as transições na forma de ganhos e perdas entre classes. Para evitar entradas pouco expressivas que contaminem o modelo é possível determinar uma linha de corte a partir do qual algumas transições são ignoradas se não atingirem um parâmetro. Neste estudo adotou-se 5.000 pixels tendo em vista a vasta área e o baixo número de classes. Nessa etapa também se mapeou a tendência de conversão entre todas as classes.

A transição das classes foi definida como dinâmica a partir da distância, ou seja, a cada rodada do modelo os pixels eram reavaliados de acordo com a proximidade e a tendência de transição de outros pixels. Por recomendação dos desenvolvedores do modelo, escolheu-se a rede neural MLP com 50% de dados usados como amostras de treinamento e os 50% restantes como teste. A determinação da dimensão das transições baseou-se em cadeia de Markov¹⁷ (LEVINE, *et al.*, 2017) para a data de 2035 com recálculo anual, acarretando um alto custo computacional, porém, garantindo uma maior acurácia do modelo. A autovalidação automática do modelo ocorreu em relação à classificação de uso e ocupação do solo mais atual, de 2018. Parâmetros dessa calibragem estão disponíveis no APÊNDICE 1, ao final do documento.

4.3.3. InVEST Habitat Risk Assessment

O papel do modelo HRA no estudo é calcular diretamente o risco ao qual o ecossistema alvo está exposto. Para tanto, foram utilizados dados vetoriais georreferenciados representativos do uso e ocupação do solo para uma linha de base, 1985; duas datas intermediárias, 1991 e 2000; para a condição atual, 2018; e para um cenário futuro, 2035. Como mencionado anteriormente, foi necessária a inclusão dessa data futura para que a análise contemple um período de 50 anos, como sugerido pela metodologia da IUCN (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021).

A definição dos parâmetros de entrada das tabelas do modelo HRAT foi baseada nas opiniões de especialistas. As eventuais diferenças entre os parâmetros de cada classe de uso e ocupação do solo caracterizada como ameaça ao ecossistema de dunas através do tempo advêm de observações da evolução dos respectivos setores produtivos agrícola, de silvicultura e da urbanização.

Conforme mencionado no item 3.1.1.2.3 e ilustrado no Quadro 7, a avaliação do critério E da RLE da IUCN é explicitamente relacionado à porcentagem de área de ecossistemas em risco em um determinado período. Uma vez que o período analisado neste estudo é de 50 anos, se os resultados das análises não enquadrassem como em risco o ecossistema avaliado em pelo menos 20% da área não seria possível a sua definição como Vulnerável pois essa categoria demanda avaliações de períodos superiores ao deste estudo.

4.3.4. InVEST Habitat Quality Assessment

O papel do modelo HQA no estudo é calcular o grau relativo de degradação e de qualidade do habitat na paisagem. Para tanto, foram inseridos dados georreferenciados representativos do uso e ocupação do solo para uma linha de base, 1985; para a condição atual, 2018; e para um cenário futuro, 2035. Como mencionado anteriormente, foi necessária a inclusão dessa data futura para que a análise contemple um período de 50 anos, como sugerido pela metodologia da IUCN (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021).

Conforme ilustrado no Quadro 6, o único subcritério possível de ser avaliado é o D2 pois exige qualquer período de 50 anos incluindo o passado, presente e futuro (1985 – 2035) e uma fração da extensão do ecossistema afetado com determinada severidade. A severidade

¹⁷ Modelo estatístico utilizado para descrever processos estocásticos que evoluem no tempo de acordo com probabilidades condicionais (LEVIN, PERES e WILMER, 2017).

é calculada em relação à uma linha de base e a um estado final de disrupção de processos bióticos. A avaliação passou por uma estimativa do estado inicial do habitat (1985) e pela medida ou estimativa do estado atual (2018) e futuro (2035) do habitat. Ao final da análise, calculou-se proporcionalmente a mudança em relação ao cenário inicial e a extensão da disrupção frente à extensão original do habitat.

A RLE da IUCN utiliza uma classificação de risco a partir da probabilidade de um ecossistema sofrer uma alteração significativa e irreversível em sua estrutura, função ou composição, enquanto o modelo HQA da plataforma InVEST não resulta em uma classificação direta de risco. O critério D da Red List of Ecosystems da IUCN utiliza uma métrica simples de enquadramento da Severidade versus a Extensão. Já o modelo HQA da InVEST utiliza quatro indicadores em uma escala de 0 a 1, sendo que 1 representa a melhor qualidade de habitat possível. Embora não seja possível comparar diretamente os números utilizados pelo critério D da RLE da IUCN e pelo modelo HQA da InVEST foi possível realizar uma comparação entre eles por meio de uma análise estatística das pontuações ou valores obtidos em cada abordagem para a linha de base, data atual e cenário futuro, conforme exigido pela metodologia da IUCN.

Diferentemente do LCM, o qual é sucessivamente configurado pelo usuário diretamente na interface do *software*, a configuração do HQA ocorre em apenas uma etapa de inserção de dados. Após a definição dos dados de entrada o modelo executa todas as interações a partir dos dados geográficos espaciais e dos parâmetros estabelecidos em duas tabelas, uma de sensibilidade do habitat e outra de características exclusivas das ameaças.

A informação de entrada de sensibilidade do habitat em sua interação com as ameaças é uma proporção entre as próprias ameaças variando entre 0 e 1. Segundo o manual do usuário (THE NATURAL CAPITAL PROJECT, 2021), a partir de uma estimativa do Serviço de Pesca e Vida Selvagem dos Estados Unidos e da publicação de Czech *et al.* (2000), intitulada "Associações econômicas entre as causas de ameaça às espécies nos Estados Unidos", a qual compila informações de diversos artigos¹⁸ sobre o tema, cada ameaça costuma colocar em risco uma determinada quantidade de espécies. Foi calculada uma média dessas estimativas para cada ameaça; silvicultura, agricultura e urbanização e ponderado em relação ao resultado de maior impacto (entre 275 e 340 espécies ameaçadas), da urbanização, a qual recebeu peso 1. A agricultura recebeu peso final 0,8 por colocar em risco 224 e 260 espécies, enquanto a silvicultura recebeu peso 0,4 por colocar em risco entre 80 e 144 espécies.

Já para a tabela de ameaças foram usadas como base as mesmas classificações do HRA onde a soma das avaliações é multiplicada pela soma dos pesos para cada classe de uso e ocupação do solo. O resultado de cada classe é normalizado pelo da classe de maior valor, nesse caso, urbanização. Os valores antes da normalização para as classes agricultura, silvicultura e urbanização foram 132, 156 e 208, respectivamente. Assim, seus valores após a normalização foram 0,6, 0,7 e 1.

Os atributos que poderiam ser considerados vantajosos ou benéficos para a resiliência dos ecossistemas do modelo HRA não necessariamente estão na ordem crescente de 0 à 3 da escala Lickert. Assim, ajustaram-se os valores para que a progressão representada pelos números 1, 2 e 3 tivesse o mesmo sentido. É importante mencionar que essa operação matemática simples teve o objetivo de não permitir que indicadores se anulassem entre si pelo fato de sua nota ter ordem contrária de crescimento. Por fim, as distâncias adotadas

¹⁸ Lowe et al. (1990), Moseley (1992) e Beacham (1994)

foram as mesmas estabelecidas para o modelo HRA e o decaimento foi adotado como linear para todas as ameaças.

Para uma avaliação dos resultados correta foi necessário normalizar os dados de saída referentes à degradação, uma vez que não eram comparáveis entre si por terem significado apenas relativo uns entre os outros e por serem adimensionais. Os dados de qualidade e raridade já são gerados de forma normalizada, porém, com armazenamento de valores no formato *float*, impedindo sua conversão para formatos publicáveis no Portal ArcGIS da UFRGS. Assim, os dados em formato raster do modelo foram reclassificadas para poderem ser convertidos em valores do tipo *integer*. Tal medida também se mostrou vantajosa no caso dos mapas de qualidade, os quais foram reclassificados em 3 classes, por facilitar a comparação com a metodologia da IUCN.

Os valores de degradação foram reclassificados em uma escala de 0 a 5, tendo em vista que com essa quantidade de classes havia uma boa cobertura da variação dos dados por quantis. Os valores de raridade foram reclassificados em 2 classes de igual tamanho abaixo de 0,5 e duas classes iguais acima de 0,5. A escolha desse valor médio para quebra se dá pela natureza da avaliação de raridade do modelo, no qual valores abaixo de 0,5 representam aumento da abundância do habitat; o valor de 0,5 representando a não variação (não detectado); e valores acima de 0,5, que representam piora na abundância, ou seja, aumento da raridade do habitat.

4.4. Base de dados e produção cartográfica

Devido à extensão geográfica e à escala de visualização necessária à compreensão dos dados, os produtos cartográficos do presente trabalho foram gerados para serem visualizados em ambiente online de forma interativa. A seguir são descritos os procedimentos de elaboração e disponibilização de geoserviços em ferramentas SIG na web, além da justificativa para tal escolha, tendo-se em vista o grande volume de produtos cartográficos que precisariam ser gerados para cobrir toda área de estudo. Uma vez que a metodologia completa desse estudo nunca foi aplicada especificamente para essa área, não há um conjunto de boas práticas estabelecido. Entretanto, foram tomados cuidados típicos de atividades de geoprocessamento, tais como padrões de qualidade de dados, metadados, arquitetura, armazenamento, segurança e acessibilidade da informação implementados no estudo.

4.4.1. Padronização dos dados

As camadas geográficas geradas em diversas plataformas nesse estudo foram padronizadas no *software* ArcGIS Pro. Os processos incluíram a aplicação de regras de consistência topológica, padronização de atributos e nomenclatura, metadados e sistemas de referências. A Especificação Técnica para Estruturação de Dados Geoespaciais Vetoriais (ET-EDGV) deve ser a referência principal para a padronização de bases cartográficas sistemáticas em escala 1:1.000 e menores. A ET-EDGV sugere a adoção do prefixo “eco” para dados relacionados a feições que representam estruturas físicas onde são realizadas atividades para produção de bens e serviços em geral, em alusão à “economia”. No contexto do presente estudo o prefixo “eco” causaria confusão com a palavra ecologia. Assim, a adoção dos padrões da ET-EDGV tais quais sugeridos na norma não é adequada por esse e por

outros motivos. Entretanto, é possível uma conciliação entre o exposto na norma e a realidade do estudo, feitas algumas concessões.

Dentre as sugestões da norma que podem ser seguidas sem maiores problemas para diversas temáticas e escalas, está que as nomenclaturas das camadas possuam de maneira concisa as informações referentes ao dado em questão, tais como: instituição responsável pela produção do dado (fonte), ano de produção do dado, escala e geometria. Essas informações de nomenclatura são essenciais, não somente para a organização da base de dados no ArcGIS Online da UFRGS, mas também para o entendimento do usuário ao consumir o dado público futuramente.

A padronização dos atributos a serem associados às geometrias inclui pelo menos a edição de cabeçalhos das colunas e o manutenção apenas de atributos com informação relevante. A seguir são detalhadas as intervenções nas camadas geográficas após a sua geração pelos modelos, a fim de armazená-las na base de dados de forma adequada.

Nomenclatura de camadas: No processo de nomeação das camadas, o padrão adotado considera a inserção de prefixos temáticos antecedendo todos os nomes de dados do estudo, como exposto na ET-EDGV e adicionadas as devidas personalizações. A nomenclatura deve ser composta por até 6 elementos, sempre em caixa baixa, separados por traço baixo. Por fim, prezando pelo bom funcionamento de algumas funcionalidades e interoperabilidade com outros recursos computacionais, o número máximo de caracteres de cada camada está limitado a 30 dígitos. Dessa forma, a estrutura das nomenclaturas possui a seguinte composição:

- prefixo da categoria do dado no formato de 3 letras da ET-EDGV;
- nomenclatura do dado, suportando contrações;
- fonte de produção (instituição responsável pelo dado);
- ano de produção;
- escala de produção;
- diferenciação entre primitivas geométricas de ponto, linha e polígono conforme os sufixos “p”, “l” e “a”, respectivamente, para dados de mesmo título apenas com geometrias diferentes.

Padronização de atributos: Os atributos a serem associados as camadas inseridas no ArcGIS Online da UFRGS devem passar por um processo de saneamento para que se evitem futuros erros sistemáticos que impossibilitam o entendimento do significado do dado. Deve ser evitada a persistência de, por exemplo:

- atributos de “fluxo de trabalho” (dados intermediários em linhas de cálculo);
- atributos de características geométricas (área e perímetro) calculadas em sistema de referências desconhecidos e não rastreáveis dada a inexistência de informação da linhagem dos dados;
- atributos de Datum e sistema de coordenadas já não condizentes a realidade do dado;
- atributos excessivamente truncados ou incompletos devido a operações anteriores de exportação no formato shapefile (limite de nomenclatura de 10 caracteres), que impossibilitam a compreensão do seu conteúdo;
- atributos idênticos para todos os campos da camada sem informação específica que contribua para o tema abordado;
- atributos de identificadores antigos (FID, CID, OID, ObjectID etc.);
- atributos repetidos.

Outras boas práticas incluem:

- cabeçalhos de colunas sem caracteres especiais, acentuação ou espaços;
- atributos com valores zero se a diferenciação em relação a campos nulos for relevante;
- limite de número de caracteres para nomes de tabelas (128 caracteres) e nomes de atributos (31 caracteres).

Sistemas de referências e coordenadas: Tal padronização garante que o dado tenha uma situação posicional correta, evitando, assim, problemas com deslocamento de feições. O Datum adotado para o estudo o amplamente conhecido como SIRGAS2000. Essa sugestão se deve ao fato de que os dados geográficos em questão são exclusivamente dos territórios brasileiro, uruguaio e argentino e, por isso, deve ser empregado este Datum criado com o objetivo de definir um sistema geocêntrico de referência unificado para todo o território sul-americano. O sistema SIRGAS2000 foi implementado no Brasil, substituindo o Datum SAD69 e o Córrego Alegre, com a finalidade de padronizar todo e qualquer levantamento realizado em território nacional e a uniformizar quanto à compatibilidade entre as informações geoespaciais em esfera nacional.

Metadados: Os metadados são conjuntos de informações que caracterizam e descrevem o dado. Estes auxiliam nas tarefas de documentação e organização, facilitando o compartilhamento e manutenção de dados. As orientações da INDE (Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais) ajudam a disciplinar e reduzir a duplicidade de esforços na produção de dados e metadados. Os metadados de dados secundários foram elaborados com base nas documentações oficiais dos fornecedores. Os metadados de dados autorais foram preenchidos seguindo as orientações do Perfil de Metadados Geoespaciais do Brasil - Perfil MGB a partir do padrão ISO 19115. O Perfil MGB, visa estabelecer uma estrutura comum para a descrição da geoinformação produzida no País. De acordo com o Perfil MGB os metadados se dividem em três níveis de exigência: obrigatórios, condicionais e opcionais. Os itens obrigatórios devem ser sempre informados nos metadados. Os itens opcionais podem ou não ser incluídos nos metadados. Segundo a ISO 19115-1:2014 (ISO, 2014), esses níveis de exigência garantem interoperabilidade entre usuários e produtores que optam pela documentação mais completa de seus metadados. No caso de classes que contenham itens condicionais, esses poderão ser considerados obrigatórios dependendo da característica do dado.

4.4.2. Simbolização

Mapas devem obedecer a critérios claros de representação. Os planos de informação temáticos deste estudo demandam apenas duas classes de simbolização; nominal (e.g. uso e ocupação do solo) e ordinal numérica (e.g. risco dos habitats), ambas de representação a partir da matiz da cor. Para boa compreensão dos mapas do estudo foram somadas a elas bases cartográficas como hidrografia, sistema viário e limites político-administrativos estaduais e internacionais, grandes centros urbanos, limite da área de estudo e toponímias indicativas das feições mais significativas.

4.4.3. Escala de representação e *layout* dos mapas

A respeito da escala final de representação de produtos cartográficos estáticos (mapas impressos ou em formato .pdf, por exemplo), o primeiro aspecto a ser analisado é as feições serem representadas através de primitivas gráficas que permitam o entendimento do tema do mapa. Um exemplo disso neste estudo é a representação de pequenos fragmentos de uso e ocupação do solo, comuns em regiões antropizadas onde diversos usos coabitam de forma contígua. Para reconhecer onde estão estes elementos, as poligonais devem aparecer no mapa como áreas. Se uma escala muito pequena for adotada, há o risco das bordas de áreas de uma determinada classe, onde há transição de um uso para outro, serem generalizadas e se transformarem em feições pontuais.

Outro exemplo está no mapa cujo tema é o risco do habitat. Nesse caso é necessário que as faixas de classificação não sejam estreitas demais, dando a falsa impressão de linhas em dois sentidos. Os dados de entrada do modelo de risco contidos nas planilhas de opiniões de especialistas estabelecem grandes faixas de interferência de um estressor em um habitat (e.g. 2 km para interferência das áreas urbanas sobre dunas antropizadas) e, assim, é pouco provável a criação de pequenos fragmentos de classes de risco lado a lado, exceto em locais de intensa sobreposição de estressores distintos. Assim, o menor elemento a ser mapeado em ambos os mapas tem dimensão de 30x30m, advindos dos dados de entrada os quais se baseiam em imageamento do satélite Landsat, de resolução média, sem pós processamento de reamostragem ou generalização. O mapa de risco é gerado a partir do mapa de uso e ocupação do solo e, portanto, lega suas características de resolução espacial.

Tendo-se em vista a vasta área coberta pelo mapeamento e a escala de reprodução desses mapas, se a produção cartográfica fosse implementada em cartas individuais eventualmente haveria a necessidade de segmentação das folhas utilizadas para visualização do resultado, devendo ser utilizada uma escala que permita a inclusão de mais área real por área do mapa. Assim, se os 30 m de aresta do menor elemento forem representados com pelo menos 0,2 mm, a escala mínima de visualização a ser adotada é de 1:150.000. Com a adoção dessa escala, relativamente “próxima” à realidade do solo se considerada a vasta área coberta, a definição do tamanho do *layout* do mapa e seu respectivo fracionamento podem ser desafiadores, uma vez que o ecossistema a ser mapeado cobre uma linha de costa de aproximadamente 1.250 km. Outro aspecto importante a ser considerado é a largura do habitat, a qual não ultrapassa 10 km entre a linha de costa e a porção continental limítrofe. Assim, o *layout* poderia ser fracionado em repetidas faixas para disporem-se mais de uma faixa por folha.

De forma a garantir espaço para margens, mesmo que reduzido, seriam descontados de cada folha 2 cm de cada lateral, rodapé e cabeçalho. Outros elementos cartográficos como escala, seta de norte, legenda e demais informações de Datum, projeção, fonte dos dados, dentre outros, poderiam ser alocados em espaços vazios da folha pois a área de estudo que será representada é alongada e apresenta inclinação.

Os aproximados 1.250 km de comprimento e 10 km de largura do habitat se representados em escala 1:150.000 tomariam a proporção de aproximadamente 833 mm e 66 mm no mapa, respectivamente. Ao adotar uma folha A0 (1.189 x 841 mm), descontadas as margens, sobrariam aproximadamente 800 mm de largura e 1.150 mm de altura. Com isso, a área poderia ser dividida em seções de forma a caberem 12 seções por folha. Entretanto, afim de facilitar a catalogação das mesmas, o *layout* deveria ser dividido em 10 seções iguais

de aproximadamente 8 cm, o que em escala 1:150.000 tornam-se 12 km, suficientes para a representação da faixa de areia de 10km.

A partir disso podem ser definidas quantas folhas seriam necessárias para cobrir toda área de 1.250 km de comprimento em escala 1:150.000 (aproximadamente 833.333 mm) dividindo-se o comprimento total do habitat e escala pela dimensão maior do papel, já descontadas as margens e considerando-se 10 seções por carta. Assim, tem-se que para a representação desse mapeamento seriam necessárias 73 cartas. Em primeira análise, fica evidente que a quantidade de cartas é quase proibitiva, se não fossem fracionadas, em que pese a vasta extensão coberta pelo mapeamento e a alta resolução desejada.

Assim, como seriam muitos mapas resultantes optou-se pela publicação desses planos de informações em ambiente de sistemas de informações geográficas online, conforme descrito a seguir.

4.4.4. Publicação de geoserviços online

Conforme apresentado anteriormente, a quantidade necessária de mapas estáticos para cobrir uma área em uma escala pode se tornar um problema. Assim, geoserviços publicados na web podem ser visualizados em ferramentas de Sistemas de Informações Geográficas online. Neste estudo, a estratégia de publicação utilizada foi a com camadas unitárias, ou seja, cada serviço de mapa contempla apenas uma camada da base de dados. Essa estratégia busca possibilitar a criação de mapas customizados a partir da sobreposição de planos de informações individuais, que apresentem apenas as camadas de interesse do usuário.

Um geoserviço publicado no ambiente do ArcGIS online da UFRGS a partir do *software* ArcGIS Pro pode ser disponibilizado em diversos formatos, com protocolo desenvolvido especificamente para sua plataforma (ArcGIS Map Service e ArcGIS Feature Service), assim como serviços aderentes aos padrões de dados abertos da Open Geospatial Consortium – OGC (OGC WMS e OGC WFS). Para tanto, todas camadas precisaram ser convertidas em arquivos vetoriais para, posteriormente, poderem ser publicadas na plataforma ArcGIS da UFRGS. Após a publicação, os geoserviços podem ser configurados com informações complementares no ArcGIS Online. Também podem ser realizadas edições no Portal for ArcGIS, página da *web* customizada especialmente para usuários internos e externos. Esses geoserviços podem ser públicos ou privados para o criador ou para a instituição. A fim de dar visibilidade para os resultados deste estudo, fomentar o acesso à informação científica e a democratização do uso de dados, todo conteúdo gerado foi disponibilizado de forma pública.

4.4.5. Criação de Sistemas de Informações Geográficas online (WebGIS)

Foi desenvolvida no ambiente online de Sistema de Informações Geográficas da UFRGS uma aplicação web a fim de dar visibilidade e promover democratização do acesso à informação. A aplicação é um sistema de navegação e interação com dados georreferenciados comumente intitulado como WebGIS. A solução tecnológica implementada teve seu desenvolvimento baseado na ferramenta intitulada ArcGIS Web AppBuilder, que permite customizações e extensões de funcionalidades nativas da plataforma a partir de *widgets* pré-programados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O item 5.1 descreve os resultados dos modelos LCM, HQA e HRA, as relações entre os fenômenos identificados e parametrizados nesse estudo e as possíveis inferências possíveis de serem feitas a partir da comparação com a publicação *Sand Dunes system of Southern South America – Red List of Ecosystems Assessment* (SCHERER *et al.*, 2020). O armazenamento das informações geradas nesse trabalho é descrito no item 5.2. Para demonstração dos resultados obtidos, foi empregado um Sistema de Informações Geográficas online, também conhecido como WebGIS, o qual oferece uma representação dinâmica interativa dos resultados. O acesso à mesma pode ser realizado por meio do endereço eletrônico a seguir, conforme melhor especificado no item 5.3.

<https://ufrgs.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=9db81cc17fbe4ff5b719038ab89ff031>

5.1. Descrição e discussão dos principais resultados

Com o objetivo de explorar o uso dos modelos HQA e HRA para avaliar a disrupção de processos bióticos e analisar quantitativamente o risco ecossistêmico, respectivamente, das dunas costeiras nos estados brasileiros de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, no Uruguai e na Argentina, este item apresenta os principais resultados e as possíveis relações alcançadas no trabalho. Também são retomadas decisões do processo metodológico que levaram às restrições e generalizações que limitaram a exatidão e a precisão dos resultados obtidos e, conseqüentemente, permitem recomendações para futuros trabalhos. Os resultados estão divididos de acordo com a cronologia e o encadeamento metodológico adotado conforme as subdivisões:

- Uso e ocupação do solo dos anos mapeados 1985, 1991, 2000 e 2018;
- O modelo LCM parametrizado;
- O uso e ocupação do solo resultante da modelagem para o ano de 2035;
- Os modelos HRA e HQA parametrizados;
- A avaliação de risco do modelo HRA;
- A avaliação de qualidade do modelo HQA.

5.1.1. Uso e ocupação do solo de 1985, 1991, 2000 e 2018

Dentre todas as observações que podem ser feitas a partir do resultado do mapeamento de uso e cobertura do solo entre 1985 e 2018, certamente a mais importante em relação ao escopo deste trabalho é a de que há um decréscimo consistente de área de ecossistema de dunas de forma generalizada através das datas avaliadas em todas as sub-regiões. De forma oposta, as classes representativas de ameaças crescem de forma distribuída e levarão às transições observadas nos itens 5.1.2 - Modelo Land Change Modeler (LCM) parametrizado e 5.1.3 - Uso e ocupação do solo de 2035.

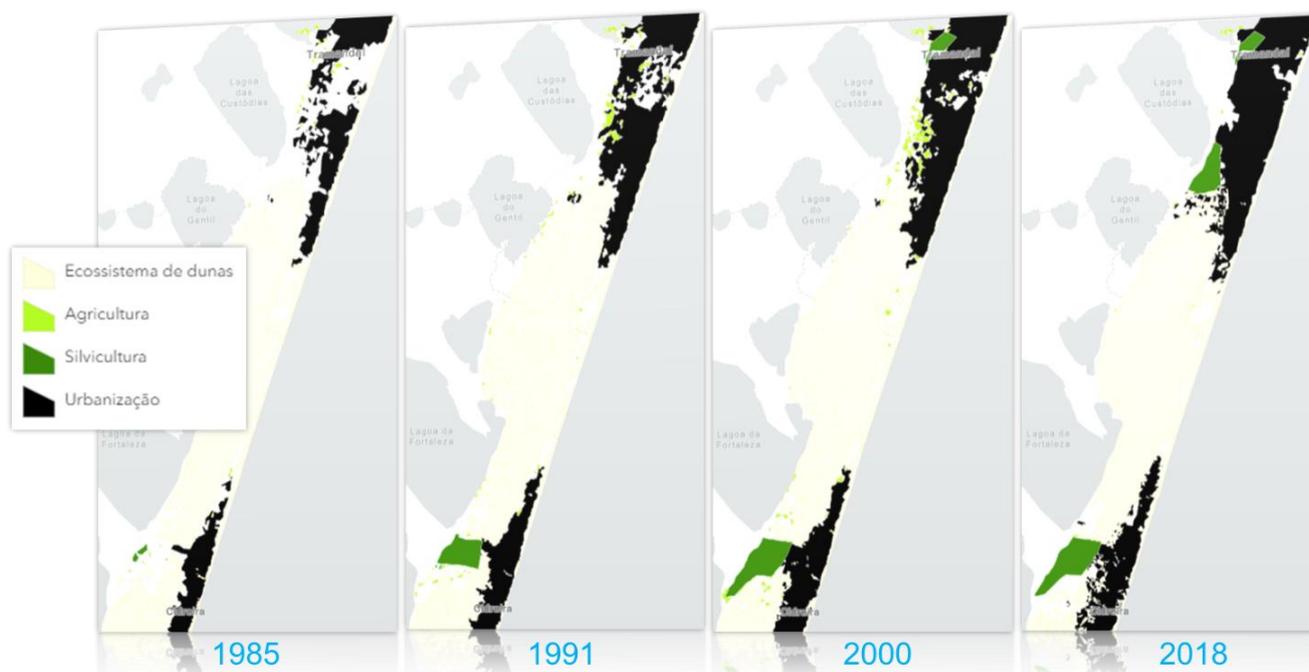
Chama atenção o não mapeamento da agricultura para os territórios argentino e uruguaio em todo período e para o território catarinense em 1985, 1991 e 2000 (Quadro 12); e a não detecção de silvicultura e urbanização nas datas de 1991 e 2000 em Santa Catarina. Essas inconsistências poderiam ser evitadas com a adoção de bases de dados de uso e

cobertura do solo que à época do início do estudo não eram disponíveis. A iniciativa MapBiomas disponibiliza mapas de uso e ocupação do solo para as datas avaliadas a partir dos mesmos dados de sensoriamento remoto Landsat utilizados no estudo. É importante mencionar que tal material era disponibilizado anteriormente apenas para o território brasileiro e limitado temporalmente; não havia alcançado ainda o ano de 1985 como no presente momento.

Quadro 12. Uso e cobertura do solo para os anos de 1985, 1991, 2000 e 2018.

Região	Classe de uso e ocupação do solo	1985	1991	2000	2018
		Área (km ²)			
Argentina	Agricultura	-	-	-	-
	Ecosistema de dunas	1.596	1.534	1.475	1.392
	Silvicultura	81	113	147	204
	Urbanização	86	101	119	160
	Total	1.764	1.748	1.741	1.756
Rio Grande do Sul	Agricultura	95	166	187	59
	Ecosistema de dunas	1.017	980	939	877
	Silvicultura	44	190	227	252
	Urbanização	115	137	146	176
	Total	1.272	1.474	1.500	1.363
Santa Catarina	Agricultura	-	-	-	18
	Ecosistema de dunas	132	134	132	73
	Silvicultura	1	-	-	6
	Urbanização	27	-	-	58
	Total	160	134	132	154
Uruguai	Agricultura	-	-	-	-
	Ecosistema de dunas	247	212	189	164
	Silvicultura	116	128	151	118
	Urbanização	64	88	88	145
	Total	427	428	428	427

Figura 3. Zoom em campo de dunas entre os municípios de Tramandaí e Cidreira no litoral norte do estado do Rio Grande do Sul – BR como demonstração de camadas de uso e ocupação do solo de 1985, 1991, 2000, 2018 e 2035 (destaque para a ampliação da urbanização e da silvicultura com o passar dos anos).



Os resultados dos mapeamentos de uso e ocupação do solo dos anos de 1985 e 2018 foram utilizados como dados de entrada para o modelo Land Change Modeler como linha de base e cenário atual, respectivamente, permitindo a análise das mudanças no uso e ocupação do solo ao longo do tempo, conforme elucidado a seguir.

5.1.2. Modelo Land Change Modeler (LCM) parametrizado

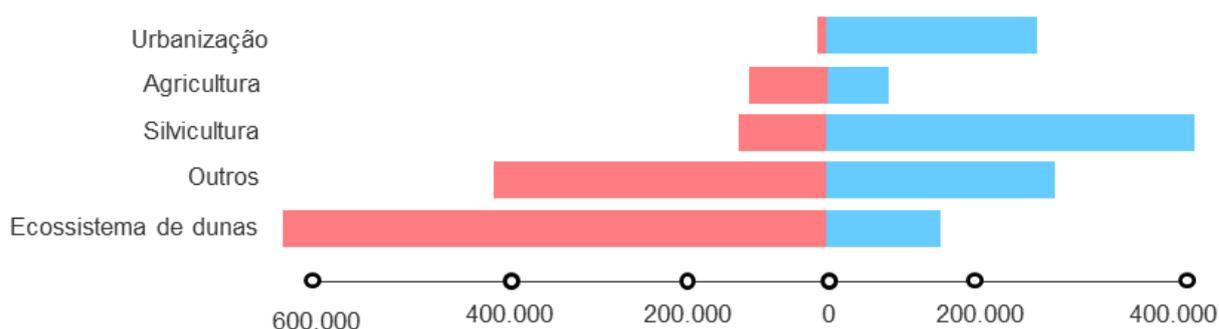
O LCM é treinado automaticamente a partir da inclusão e exclusão sucessiva de variáveis explicativas. Ao final do processo ele indica quais transições têm um potencial deletério para a acurácia do modelo e devem ser excluídas da simulação por não contribuírem positivamente. As transições avaliadas foram 1) conversão de ameaças (agricultura, silvicultura e urbanização) ou de ecossistema de dunas em classe espúria (outros, água, classe de fundo) ou vice-versa; 2) conversão de ameaças em outra ameaça; 3) conversão de ameaça em ecossistema de dunas; e, 4) conversão de ecossistema de dunas em ameaças. Foram selecionadas para simulação as primeiras duas e a última opção, ignorando a conversão de ameaças em ecossistema de dunas por ser praticamente irrelevante (a classe agricultura apresentava transições para ecossistema de dunas, mas havia compensação de transição de ecossistema de dunas para classe agricultura quase na mesma proporção). O Quadro 14 a seguir resume algumas informações importante do modelo LCM, ao final do documento, na seção de Apêndices, há documentação adicional sobre parâmetros, performance e sensibilidade do modelo.

Quadro 13. Parâmetros e performance do modelo LCM

	Conversão de ameaças (agricultura, silvicultura e urbanização) ou de ecossistema de dunas em classe espúria (outros, água, classe de fundo) ou vice-versa	Conversão de ameaças em outra ameaça	Conversão de ecossistema de dunas em ameaças
Neurônios de entrada	4	4	4
Neurônios ocultos	6	3	4
Neurônios de saída	8	2	3
Amostra exigida por classe	10.000	10.000	10.000
Taxa final de aprendizado	0,0001	0,0001	0,0001
Fator de <i>momentum</i>	0,5	0,5	0,5
Constante Sigmoidal	1	1	1
RMS aceitável	0,01	0,01	0,01
Iterações	10.000	10.000	10.000
RMS de treinamento	0,3535	0,3599	0,4418
RMS de teste	0,3535	0,3656	0,4435
Acurácia	12,42%	81,74%	50,42%
Medida de habilidade	-0,0009	0,347	0,2563

A Figura 4 a seguir ilustra os ganhos e perdas de classes entre 1985 e 2018. Com base nessa tabulação cruzada, principalmente, e a partir dos potenciais de transição de cada classe foi criado o uso e ocupação do solo de 2035. O Quadro 14 representa uma matriz de transição das classes, enquanto o Quadro 15 representa a probabilidade dessa mudança.

Figura 4. Ganhos e perdas de células entre 1985 e 2018



Quadro 14. Expectativa de transição de células entre 2018 e 2035

Transição esperada para a classe	Agricultura	Silvicultura	Outros	Ecossistema de dunas	Urbanização	Água	Classe de fundo
Dada a classe							
Agricultura	26.804	0	49.652	0	0	0	0
Silvicultura	0	505.278	0	0	79.698	0	0
Outros	0	116.425	1.273.171	45.102	18.551	0	0
Ecossistema de dunas	0	123.874	100.305	2.269.469	58.890	0	0
Urbanização	0	0	0	0	536.046	0	0
Água	0	0	0	0	0	116.757	0
Classe de fundo	0	0	0	0	0	0	16.783.634

Quadro 15. Probabilidade de transição de classe entre 2018 e 2035

Probabilidade de transição para a classe	Agricultura	Silvicultura	Outros	Ecossistema de dunas	Urbanização	Água	Classe de fundo
Dada a classe							
Agricultura	22,96%	6,91%	64,94%	0,00%	4,63%	0,55%	0,00%
Silvicultura	0,00%	78,75%	0,50%	7,13%	13,62%	0,00%	0,00%
Outros	2,44%	8,01%	85,01%	3,10%	1,28%	0,16%	0,01%
Ecossistema de dunas	0,68%	4,85%	3,93%	87,21%	2,31%	0,90%	0,12%
Urbanização	0,16%	0,04%	1,08%	0,89%	97,79%	0,04%	0,00%
Água	0,25%	0,37%	2,60%	20,44%	0,00%	76,34%	0,00%
Classe de fundo	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%

Analisando as informações de células esperadas para conversão (Quadro 14) e de probabilidade de conversão (Quadro 15), é possível perceber que o ecossistema de dunas é responsável por uma grande quantidade de células que se espera que permaneçam na mesma classe, 2.269.469 células, ao mesmo tempo em que é o que mais perdeu células através do tempo, 283.069. A classe de ecossistema de dunas tem probabilidade de sofrer perdas de área para todas as classes consideradas ameaças. Destaca-se a baixa chance de conversão em agricultura em contraste com a alta chance de conversão em silvicultura e na classe “outros”, a qual agrega mosaicos indefinidos de usos e ocupação do solo, geralmente representativos de atividade antrópica diversa. Aliada à baixa probabilidade de troca de

células da classe ecossistema de dunas para classe agricultura, a conversão efetiva também é insignificante. Dentre as trocas reais de células do ecossistema de dunas para outras classes, a silvicultura e a urbanização representam 43,76% e 20,80%, respectivamente.

A agricultura é a classe com a maior probabilidade de mudar para outros, com uma probabilidade de 64,94%, possivelmente devido à pelo menos dois fatores: às práticas agrícolas de rotação de culturas e pousio, às quais levam a uma constante alteração das parcelas de solo cultivado; e, à composição de mosaicos de usos variados em regiões de agricultura de menor porte e sua difícil identificação a partir da resolução espacial e espectral dos dados de sensoriamento remoto adotados. A agricultura é responsável pela maior quantidade de células que se espera que mudem de classe, 49.652 para a classe outros, a qual agrega diversos mosaicos de usos e ocupação do solo não enquadrados nas principais classes utilizadas no estudo.

Para a classe Silvicultura também são esperadas muitas transições, 79.698 células. A silvicultura é a classe com a maior probabilidade de mudar para a urbanização, com uma probabilidade de 13,62%, possivelmente em função da expansão do setor já em áreas próximas à núcleos urbanos e dos recentes incentivos financeiros que atraem novos empreendedores proprietários de terras a complementarem sua renda participando da cadeia produtiva de celulose. 7,13% de células da classe silvicultura convertem-se em ecossistema de dunas.

Há transição de 592.497 células entre as classes agricultura, silvicultura, ambiente urbano, ecossistema de dunas e "outros" e a soma total de células dessas classes é 5.234.265 ou seja, 11,32% trocam de classe. 74.062 é o número médio de células que trocam de classe enquanto o desvio padrão é de 37.307 células. É possível perceber que as probabilidades de mudança de estado apresentam uma grande variabilidade e que os valores estão espalhados em relação à média, o que pode indicar a influência de diversos fatores e uma dinâmica complexa.

A classe representativa dos ambientes urbanos é a mais estável, com uma probabilidade de 97,79% de manter-se como mesma classe, representando coerência nos mapeamentos de uso e ocupação do solo usados como entrada, dada a natureza fixa das infraestruturas urbanas. A classe de fundo não se transforma em nenhuma outra classe, confirmando que o rigor metodológico exigido pelo *software* foi cumprido e não há acréscimos ou decréscimos da área de estudo ao longo do tempo.

Como demonstrado no Quadro 13, as acurácias finais para as conversões de uso e ocupação do solo são de 12,42% para a Conversão de ameaças (agricultura, silvicultura e urbanização) ou de ecossistema de dunas em classe espúria (outros, água, classe de fundo) ou vice-versa; 81,74% para a Conversão de ameaças em outra ameaça; e, 50,42% para a Conversão de ecossistema de dunas em ameaças. Essas acurácias indicam a proporção de acertos das conversões realizadas, ou seja, a precisão do modelo em classificar corretamente as diferentes classes de uso e ocupação do solo.

A acurácia de 12,42% para a conversão de ameaças em outras classes indica que o modelo tem baixa precisão para classificar áreas sujeitas a esse processo, o que pode levar a erros graves na análise do uso e ocupação do solo futura desse grupo. Já a acurácia de 81,74% para a conversão de ameaças em outras ameaças indica que o modelo tem uma precisão consideravelmente maior para classificar essas transições, embora ainda possa haver erros. Por fim, a acurácia de 50,42% para a conversão de ecossistemas de dunas em ameaças indica uma precisão moderada, mas ainda assim com uma margem significativa de erro.

É importante lembrar que a precisão do modelo pode ser afetada por diversos fatores, como a qualidade dos dados utilizados, a metodologia empregada e a capacidade do modelo em generalizar os padrões encontrados nos dados de treinamento para novos dados. Por isso, é fundamental avaliar as acurácias finais em conjunto com outras métricas e realizar uma análise crítica dos resultados obtidos. Embora seja um dado de entrada essencial e sejam necessárias ressalvas a respeito da assertividade da modelagem, a geração de um dado de uso e ocupação do solo para o ano de 2035 não é o objetivo deste estudo. A indisponibilidade dessa informação de forma compatível com a necessidade bastante específica do estudo pesa fortemente na aceitação de um resultado de acurácia média moderada. De toda maneira, essas transições geraram o uso do solo de 2035 descrito a seguir.

5.1.3. Uso e ocupação do solo de 2035

O Quadro 16 traz informações do uso e cobertura do solo para o ano de 2035. Destaca-se a diminuição de área do ecossistema de dunas, de acordo com a tendência observada nos dados observados no mapeamento de uso e ocupação do solo. Ainda, as mudanças de área das classes de uso e ocupação do solo consideradas ameaças são menos lineares, apresentando até mesmo eventuais inversões de tendência de crescimento presente em 2 datas consecutivas em decréscimo.

Por fim, deve ser mencionada a perda de área geral se dever à conversão de células mapeadas como ecossistema e como ameaças em classes não objeto do estudo. Melhor exemplo desse fenômeno é a perda de 83,05% de área de agricultura no RS entre 2018 e 2035, claramente apontando confusão entre a classe “outros” (agregadora de mosaicos de usos indefinidos) com a classe de agricultura em questão.

A partir desse resultado foi possível adicionar ao modelo HQA um dado de cenário futuro de uso e ocupação do solo e realizar a avaliação do HRA para o ano de 2035, completando para ambas aplicações o período de pelo menos 50 anos exigido nos critérios D2b e E.

Figura 5. Exemplo de região da área de estudo com simulação de classificação de uso e ocupação do solo em 2035 (destaque para o crescimento urbano no eixo Montevideo - Punta del Este).



Quadro 16. Uso e cobertura do solo para o ano de 2035.

Região	Classe de uso e ocupação do solo	Área (km ²)	Área (%)	Varição de área entre 2018 e 2035 (%)
Argentina	Ecosistema de dunas	1.289	78,07%	-7,40%
	Silvicultura	190	11,52%	-6,86%
	Urbanização	172	10,41%	+7,50%
	Total	1.652	100,00%	-5,92%
Rio Grande do Sul	Agricultura	10	0,67%	-83,05%
	Ecosistema de dunas	782	52,36%	-10,83%
	Silvicultura	493	32,99%	+95,63%
	Urbanização	209	13,99%	+18,75%
	Total	1.494	100,00%	+9,61%
Santa Catarina	Agricultura	17	11,53%	-5,56%
	Ecosistema de dunas	50	33,65%	-31,51%
	Silvicultura	6	3,81%	0%
	Urbanização	76	51,01%	+31,03%
	Total	149	100,00%	-3,25%
Uruguai	Ecosistema de dunas	137	32,54%	-16,46%
	Silvicultura	51	12,07%	-56,78%
	Urbanização	233	55,39%	+60,69%
	Total	421	100,00%	-1,41%
Total Geral		3.716		

5.1.4. Modelos Habitat Risk Assessment (HRA) e Habitat Quality Assessment (HQA) parametrizados

As primeiras relações identificadas entre habitats e estressores são expressas através do conjunto de quadros a seguir. Neles são resumidos os parâmetros tabulares inseridos nos modelos HRA e HQA como resultado das dinâmicas interativas de coleta de opiniões de especialistas. Entre o Quadro 17 e o Quadro 21 são apresentadas as características das ameaças e das suas interações com o habitat para o modelo HQA e as características das ameaças, do habitat e das suas interações para o modelo HRA. A inexistência de um quadro com características do habitat para o modelo HQA se deve ao fato de que ele usa apenas a geolocalização dessa classe na camada de uso e ocupação do solo de entrada

Quadro 17. Características das ameaças no modelo HQA.

Ameaça	Distância máxima	Peso	Decaimento
Agricultura	5.000	0,6	Linear
Silvicultura	10.000	0,7	Linear
Área urbana	10.000	1	Linear

Quadro 18. Interações das ameaças e ecossistema (sensibilidade) no modelo HQA.

Uso e cobertura do solo	Habitat	Agricultura	Silvicultura	Área urbana
Dunas	1	0,8	0,4	1
Agricultura	0	0	0	0
Silvicultura	0	0	0	0
Área urbana	0	0	0	0

Quadro 19. Características dos estressores no modelo HRA.

Estressores	Importância			Intensidade	Importância			Manejo	Importância			Buffer de interferência (m)
	1	2	3		1	2	3		1	2	3	
Agricultura	X			Baixa	X			Pouco efetiva	X			500
Silvicultura	X			Alta			X	Não efetiva (pobremente manejada)		X		2.000
Área urbana		X		Alta			X	Pouco efetiva		X		2.000

Quadro 20. Características do ecossistema no modelo HRA.

Habitats	Importância				Taxa de mortalidade natural	Importância				Padrão de recrutamento	Importância				Conectividade	Importância				Tempo para maturidade ou recuperação	Importância			
	Não avaliado	1	2	3		Não avaliado	1	2	3		Não avaliado	1	2	3		Não avaliado	1	2	3		Não avaliado	1	2	3
Dunas	X				Sem avaliação	X				Sem avaliação	X				Baixa dispersão (e.g. menos de 10 km)	X				1 – 10 anos	X			

Quadro 21. Interações dos estressores e ecossistema no modelo HRA.

Estressor	Perda de área	Importância			Mudança de estrutura	Importância			Frequência natural de distúrbio	Importância			Tempo de sobreposição	Importância		
		Não avaliado	1	2		3	Não avaliado	1		2	3	Não avaliado		1	2	3
Agricultura	Baixa (0 – 20%)		X		Baixa (0 – 20%)		X		Várias vezes por ano			X	8 – 12 meses		X	
Silvicultura	Baixa (0 – 20%)		X		Alta (50 – 100%)			X	Várias vezes por ano		X		8 – 12 meses			X
Área urbana	Baixa (0 – 20%)			X	Alta (50 – 100%)			X	Várias vezes por ano		X		0 – 4 meses			X

5.1.5. Avaliação de risco do modelo HRA entre 1985 e 2035 e do critério E

As avaliações a seguir concentram-se nas datas de 2035 e 1985 a fim de cumprir com os requisitos necessários para comparação com a metodologia da IUCN. De toda forma, os resultados das avaliações de 1991, 2000 e 2018 estão disponíveis no Apêndice 2 entre o Quadro 35 e o Quadro 37.

Em todas as regiões avaliadas o risco máximo foi significativamente maior do que o risco médio. Isso sugere que em alguns anos e regiões específicas, houve eventos extremos que aumentaram significativamente o risco ambiental naquela área. Embora haja um aumento geral no risco ambiental em todas as regiões ao longo do tempo, a magnitude desse aumento varia entre as regiões. Por exemplo, enquanto em Santa Catarina o risco médio aumentou 0,36 pontos entre 1985 e 2018, na região do Uruguai esse aumento foi de apenas 0,1 pontos no mesmo período.

Os níveis de risco ecossistêmico variam entre as diferentes regiões avaliadas; por exemplo, em 1985, o risco máximo na região do Rio Grande do Sul foi muito mais elevado do que nas outras regiões avaliadas neste mesmo ano. Avaliando de forma geral, os valores mais altos de risco ecossistêmico identificados são em Santa Catarina e os mais baixos no Uruguai. Deve ser destacado o fato de que nenhuma região se enquadrou como de alto risco quando consideradas todas as variáveis somadas e ponderadas, porém, a ameaça urbanização levou áreas ao seu redor a serem enquadradas como de alto risco isoladamente.

Embora haja um aumento geral dos níveis de risco, a variação no risco ecossistêmico também pode ser diferente dentro de uma mesma região ao longo do tempo. Por exemplo, na região de Santa Catarina, o risco máximo aumentou de 0,70 em 1985 para 1,39 em 1991, diminuiu para 1,05 em 2000, e, finalmente, volta a aumentar novamente em 2018.

Ao longo do tempo, houve tendência geral de aumento do risco médio e do risco máximo em todas as regiões, com exceção do Rio Grande do Sul, onde o risco médio permaneceu relativamente estável. Esse aumento é mais evidente em Santa Catarina, onde o risco médio aumentou de 0,69 em 1985 para 1,05 em 2018 e o risco máximo aumentou de 1,39 para 1,69 no mesmo período. Em 2018 e 2035 Santa Catarina apresenta os maiores valores de risco médio e risco máximo, indicando que essa região pode ser particularmente vulnerável a riscos ecossistêmicos no futuro.

Apesar de ter uma queda forte de risco ecossistêmico entre os anos 1980 e 1990 há uma grande retomada da antropização, causando uma elevada tendência que culmina em Santa Catarina ter o maior risco máximo esperado em 2035. O Rio Grande do Sul tem a maior consistência de risco máximo apesar de não ter o maior risco médio, demonstrando pontualidade no risco alto. O Uruguai tem um risco médio espacialmente pulverizado, devido ao fato de a presença de silvicultura ser a maior ameaça na região. A Argentina tem um comportamento de risco bastante constante. Entre 1985 e 1991 há um comportamento geral de atenuação do risco, que volta a subir posteriormente. Em alguns trechos esse efeito se mantém pela década seguinte.

Quadro 22. Resumo da exposição, consequência, risco e percentual de área sob risco do modelo HRA para o ano de 1985.

	Região	Exposição média	Exposição máxima	Consequência média	Consequência máxima	Risco médio	Risco máximo	Percentual de área sob risco alto	Percentual de área sob risco médio	Percentual de área sob risco baixo
Todas ameaças	Santa Catarina	1,25	1,97	1,15	1,53	0,69	1,39	0,00%	6,99%	93,01%
	Rio Grande do Sul	0,41	2,45	0,87	1,82	0,34	1,84	0,00%	6,25%	93,75%
	Uruguai	0,78	1,97	1,04	1,53	0,59	1,39	0,00%	16,66%	83,34%
	Argentina	0,52	1,97	0,88	1,53	0,31	1,39	0,00%	6,80%	93,20%
Agricultura	Santa Catarina	0,00	0,97	0,01	1,77	0,00	0,82	0,00%	0,00%	100,00%
	Rio Grande do Sul	0,76	2,00	1,28	2,14	0,66	1,61	0,00%	28,58%	71,42%
	Uruguai	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00%	0,00%	100,00%
	Argentina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00%	0,00%	100,00%
Silvicultura	Santa Catarina	0,16	2,25	0,22	2,14	0,13	1,80	0,00%	6,63%	93,37%
	Rio Grande do Sul	0,13	2,25	0,22	2,14	0,12	1,80	0,00%	4,57%	95,43%
	Uruguai	1,43	2,25	1,71	2,14	1,13	1,80	0,00%	63,45%	36,55%
	Argentina	0,42	2,25	0,62	2,14	0,35	1,80	0,00%	15,73%	84,27%
Urbanização	Santa Catarina	2,59	3,00	1,88	2,00	1,93	2,37	58,54%	34,62%	6,84%
	Rio Grande do Sul	0,34	3,00	0,29	2,00	0,24	2,37	5,29%	6,19%	88,52%
	Uruguai	0,89	3,00	0,75	2,00	0,63	2,37	16,07%	13,19%	70,74%
	Argentina	0,88	3,00	0,84	2,00	0,59	2,37	8,83%	18,21%	72,97%

Quadro 23. Resumo da exposição, consequência, risco e percentual de área sob risco do modelo HRA para o ano de 2035.

	Região	Exposição média	Exposição máxima	Consequência média	Consequência máxima	Risco médio	Risco máximo	Percentual de área sob risco alto	Percentual de área sob risco médio	Percentual de área sob risco baixo
Todas ameaças	Santa Catarina	1,79	2,52	1,44	1,86	1,20	1,92	0,00%	80,25%	19,75%
	Rio Grande do Sul	0,67	2,45	0,96	1,82	0,45	1,83	0,00%	11,12%	88,88%
	Uruguai	1,37	1,97	1,23	1,53	0,83	1,39	0,00%	18,11%	81,89%
	Argentina	0,81	1,97	1,01	1,53	0,50	1,39	0,00%	15,11%	84,89%
Agricultura	Santa Catarina	0,88	2,00	1,31	2,14	0,72	1,61	0,00%	37,67%	62,33%
	Rio Grande do Sul	0,14	2,00	0,23	2,14	0,12	1,61	0,00%	5,20%	94,80%
	Uruguai	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00%	0,00%	100,00%
	Argentina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00%	0,00%	100,00%
Silvicultura	Santa Catarina	0,87	2,25	1,22	2,14	0,70	1,80	0,00%	34,11%	65,89%
	Rio Grande do Sul	0,66	2,25	0,93	2,14	0,55	1,80	0,00%	24,89%	75,11%
	Uruguai	0,81	2,25	0,93	2,14	0,64	1,80	0,00%	37,41%	62,59%
	Argentina	0,79	2,25	1,02	2,14	0,63	1,80	0,00%	32,56%	67,44%
Urbanização	Santa Catarina	2,82	3,00	1,95	2,00	2,18	2,37	87,24%	12,76%	0,00%
	Rio Grande do Sul	0,99	3,00	0,92	2,00	0,67	2,37	11,74%	19,42%	68,84%
	Uruguai	2,49	3,00	1,85	2,00	1,84	2,37	57,25%	29,09%	13,66%
	Argentina	1,30	3,00	1,18	2,00	0,88	2,37	13,30%	28,47%	58,23%

A avaliação de risco com a presença de todas as variáveis para o ano base de 1985 foi considerada equilibrada, com nenhum território apresentando risco alto significativo. A maioria das áreas apresentou baixo risco, com apenas alguns trechos com risco médio. O trecho do Uruguai foi o que apresentou a maior porcentagem de área classificada como sob risco médio, com cerca de 17%, enquanto os demais trechos tiveram apenas 7%.

Embora os territórios do Uruguai e da Argentina não tenham sido avaliados para a ameaça da agricultura, os estados brasileiros de SC e RS apresentaram uma porcentagem muito alta de áreas com baixo risco, com 100% e 71%, respectivamente, enquanto somente SC apresentou cerca de 29% de risco médio. Nenhum dos trechos teve classificação de alto risco para a ameaça da agricultura.

Quanto à ameaça da silvicultura, Santa Catarina teve praticamente 100% de área de estudo resultante como sob risco baixo, enquanto o Uruguai apresentou 63% de área sob risco médio e 37% sob risco baixo, e a Argentina apresentou o dobro de risco médio em relação a RS e SC, mas ainda concentrado em risco baixo.

Em relação à urbanização, Santa Catarina enquadrou-se predominantemente sob risco alto com 59% da área avaliada nessa classe, 35% com risco médio e menos de 7% com risco baixo. O Rio Grande do Sul, por outro lado, teve quase 90% de área com baixo risco, enquanto Uruguai e Argentina apresentaram comportamento semelhante, porém, mais atenuado, com 70% de área com baixo risco e o restante distribuído entre alto e médio.

Já em relação à 2035, quando consideradas todas as ameaças somadas, os estados de Santa Catarina e do Rio Grande do Sul apresentam comportamento oposto em relação ao percentual de área que cada um obteve sob as classes risco médio e alto. Enquanto SC teve aproximadamente 80% e 20% nessas classes, respectivamente, o RS obteve 10% e 90%. Argentina e Uruguai apresentaram comportamento análogo, com risco médio de aproximadamente 15% e 20% e risco baixo 85% e 80%, respectivamente. Todas regiões apresentaram majoritariamente risco baixo para as ameaças agricultura e silvicultura. A urbanização é a única ameaça que condiciona o ecossistema alvo à classificação de alto risco em todas as regiões, com especial influência em SC (quase 90% de área sob esse nível de risco) e no Uruguai (quase 60%). A média do percentual de área sob risco médio nas regiões é de 31,15%.

Com o objetivo de estimar as taxas de declínio até o ano de 2035, a análise das tendências de distribuição (critério A) do ecossistema de dunas no Sul da América do Sul apresentada na publicação *Sand Dunes system of Southern South America – Red List of Ecosystems Assessment* (SCHERER *et al.*, 2020) projeta que o trecho de SC tenha declínio entre 30,85% e 57,07% de área até 2035. O trecho do RS deve ter queda entre 16,36% e 20,78%, o do UY apresenta declínio de 21,76 a 50,9%, e, por fim, o da AR apresenta tendência de declínio de 13,37 a 19,38%. No geral, o ecossistema de dunas é projetado para perder de 17,05% a 22,99% em um período de 50 anos, de 1985 a 2035.

O Quadro 24 abaixo apresenta os dados recém citados de Scherer *et. al* (2020) sobre a perda de área de ecossistema em na área de estudo em dois cenários diferentes: evolução linear e evolução polinomial. A avaliação percentual de áreas consideradas em risco é apresentada para cada região e cenário, tendo sido considerado somente os valores classificados como de risco médio. Os dados da tabela foram correlacionados com a avaliação percentual de áreas consideradas em risco.

Quadro 24. Correlação entre a perda de área nos cenários modelados por SCHERER et. al (2020) e os resultados do modelo HRA.

Região	% de perda de área de ecossistema no cenário 1 (evolução linear)	% de perda de área de ecossistema no cenário 2 (evolução polinomial)	Avaliação percentual de áreas consideradas em risco	Correlação entre avaliação de risco e cenário 1	Correlação entre avaliação de risco e cenário 2
Santa Catarina	30,85%	57,07%	80,25%	0,91	0,72
Rio Grande do Sul	16,36%	20,78%	11,12%		
Uruguai	21,76%	50,90%	18,11%		
Argentina	13,37%	19,38%	15,11%		

Os dados sugerem que a perda de ecossistemas aumenta significativamente no cenário de evolução polinomial em comparação com o cenário de evolução linear. A região de Santa Catarina apresentou a maior perda de área de ecossistema em ambos os cenários. A correlação entre a avaliação de risco e os dados do cenário 1 foi alta, com um valor de 0,91. A correlação entre a avaliação de risco e os dados do cenário 2 foi menor, com um valor de 0,72. Isso sugere que há uma forte relação entre a perda de área de ecossistema no cenário 1 e a avaliação de risco e que essa relação é mais fraca para o cenário 2. De toda forma, os resultados da tabela e das correlações indicam que há uma tendência de aumento na perda de ecossistemas nas regiões analisadas tanto pelo critério A quanto pela avaliação de risco no modelo HRA.

O Quadro 25 fornece informações de aumento de área sob risco médio entre 1985 e 2035. A partir dos resultados e da comparação com a metodologia da IUCN, a qual estabelece os % de área sob risco em um período de 50 anos e suas correspondentes categorias de risco é possível considerar-se o ecossistema de dunas como Ameaçado – AM, pois apresenta em média percentual de área sob risco médio nas regiões de 31,15% e média do aumento de área sob risco médio mais de 20% de área sob risco, conforme o Quadro 7 da seção 3.1.1.2.3. Critério E – Análise quantitativa de risco da metodologia da IUCN.

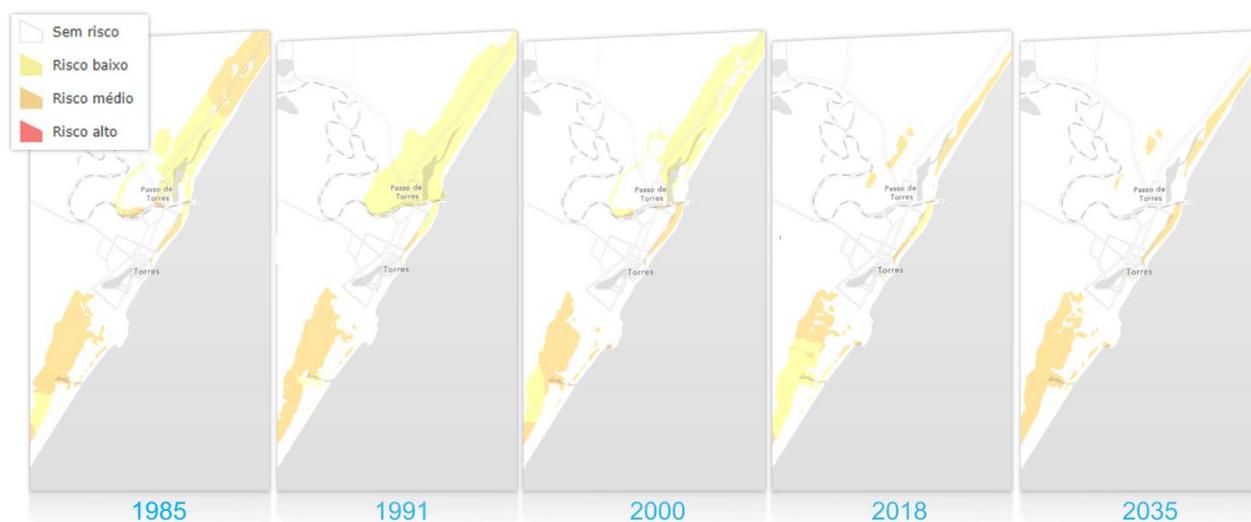
É importante mencionar que foram consideradas nessa métrica de média do aumento de área apenas o risco médio, uma vez que o risco baixo é o primeiro nível de resultado da avaliação, não havendo área sem risco nenhum. Se considerado o nível baixo todas as sub-regiões e o ecossistema de dunas seriam classificadas como criticamente em perigo, entretanto, foi adotado um critério conservador a fim de manter a parcimoniosidade no estudo. O critério E foi classificada como “Não Avaliado” na publicação de Scherer *et al.* (2020).

A Figura 6 ilustra as camadas de risco ecossistêmico das datas avaliadas disponíveis no WebGIS.

Quadro 25. Aumento de área sob risco médio entre 1985 e 2035.

Região	Aumento de área sob risco médio entre 1985 e 2035 (%)	Média do aumento de área sob risco médio entre 1985 e 2035 (%)	Soma do aumento de área sob risco médio entre 1985 e 2035 (%)
Santa Catarina	73,26%	21,97%	87,89%
Rio Grande do Sul	4,87%		
Uruguai	1,45%		
Argentina	8,31%		

Figura 6. Exemplo do risco ecossistêmico de 1985, 1991, 2000, 2018 e 2035 disponível no WebGIS.



5.1.6. Avaliação de nível relativo de degradação, qualidade e raridade do habitat do modelo HQA entre 1985 e 2035 e do critério D

Os mapas de grau de degradação relativo representam uma condição da paisagem atual e da paisagem futura em relação à linha base. Uma pontuação alta em uma célula significa que a degradação do habitat é alta em relação às outras células. As células classificadas como não sendo habitat, ou seja, as ameaças, recebem uma pontuação de degradação nula. O nível relativo de degradação do habitat na paisagem futura só pode ser criado pois um mapa de uso e cobertura do solo em um cenário futuro foi fornecido como entrada.

Os mapas de raridade relativa do habitat também representam uma condição da paisagem atual e da paisagem futura em relação ao mapa de referência. Esta só pode ser criada pois um mapa de uso e cobertura do solo de um cenário futuro foi fornecido como entrada. Os valores das células são definidos entre uma faixa de 0 e 1, onde 0,5 indica nenhuma mudança na abundância entre o mapa de referência e o mapa atual ou projetado. Valores entre 0 e 0,5 indicam que o habitat é mais abundante e quanto mais próximo o valor estiver de 0, menor é a probabilidade de que a preservação desse tipo de habitat na paisagem atual ou futura seja importante para a conservação da biodiversidade. Valores entre 0,5 e 1 indicam o oposto, que o habitat é menos abundante e quanto mais próximo o valor estiver de 1 maior é a probabilidade de que a preservação desse tipo de habitat na paisagem atual ou futura seja importante para a conservação da biodiversidade.

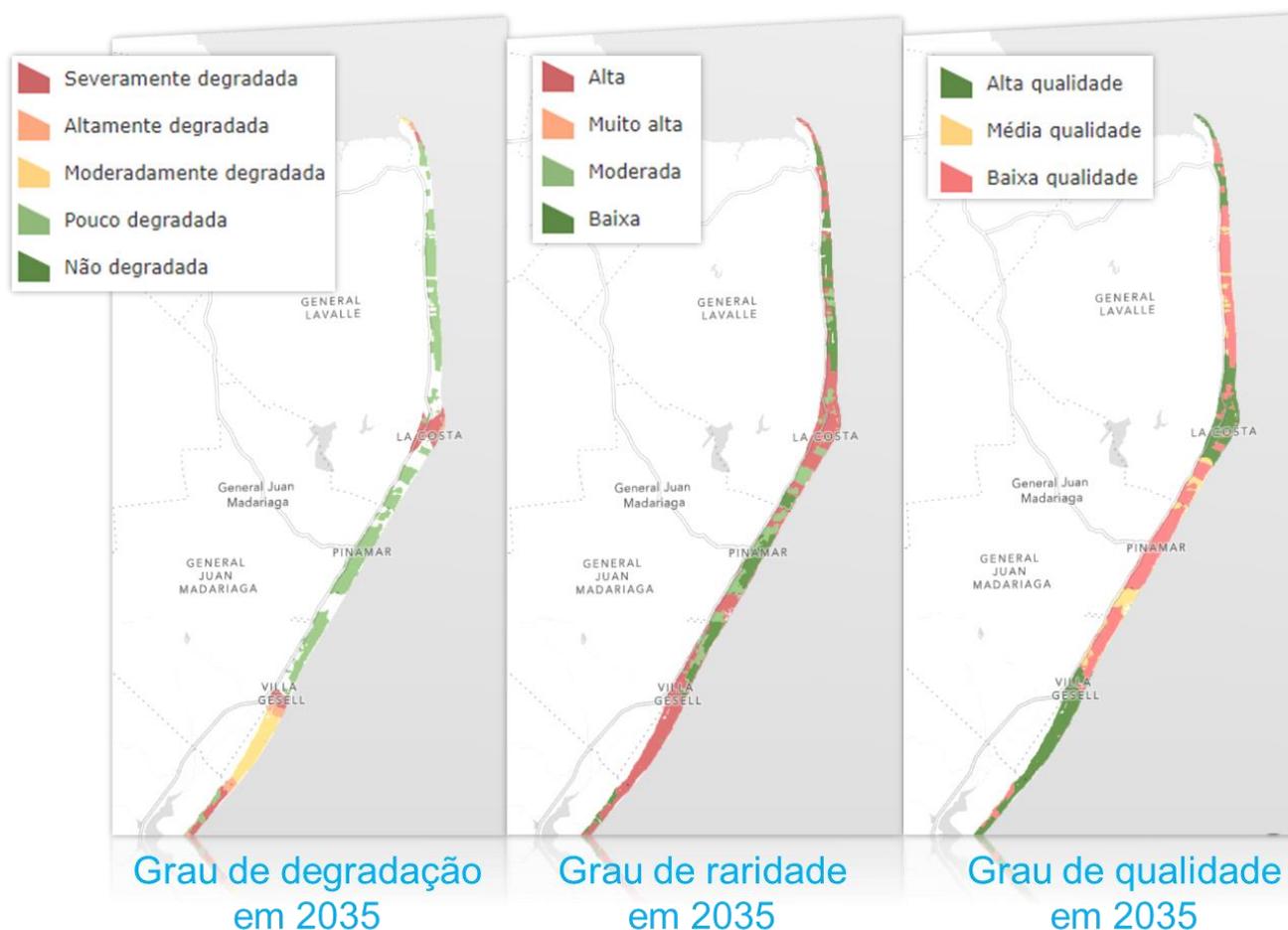
Nos mapas de qualidade relativa do habitat, números mais altos indicam melhor qualidade do habitat em relação à distribuição da qualidade do habitat em todo o restante da paisagem. Mais uma vez, assim como no mapa de degradação, áreas na paisagem que não são habitat recebem uma pontuação de qualidade nula. Esta pontuação de qualidade é adimensional e não se refere a nenhuma medida particular de biodiversidade, sendo, somente, um valor relativo entre células do modelo.

É importante mencionar que o grau de qualidade não é apenas dependente do grau de degradação. É possível haver baixa qualidade mesmo sem haver alta degradação. Isso porque o grau de qualidade leva em conta mais fatores do que apenas a variação de

degradação entre o mapa futuro e o mapa de base. Porém, locais onde há sobreposição dessas duas condições devem receber especial atenção pois demonstram haver grande alteração negativa sobre um estado já de baixa resiliência.

A Figura 7 a seguir ilustra as camadas de nível relativo de degradação, qualidade e raridade no ano de 2035. O Quadro 6 apresenta estatísticas básicas do grau de qualidade relativa do habitat antes da reclassificação em 3 classes para os anos de 2035 e 1985. Já o Quadro 7 apresenta os mesmos resultados agrupados em classes de alta, média e baixa qualidade.

Figura 7. Exemplo de nível relativo de degradação, qualidade e raridade de habitat disponível no WebGIS



Quadro 26. Estatísticas básicas do grau de qualidade relativa do habitat antes da reclassificação em 3 classes para os anos de 2035 e 1985.

Ano	Região	Área (km ²)	Média (0-1)	Desvio padrão (0-1)	Mediana (0-1)
2035	Rio Grande do Sul	1.493,33	0,48	0,47	0,37
	Argentina	1.651,78	0,73	0,40	0,98
	Uruguai	421,43	0,28	0,41	0
	Santa Catarina	148,82	0,31	0,44	0
1985	Rio Grande do Sul	1.273,39	0,79	0,39	0,99
	Argentina	1.763,15	0,88	0,29	0,99
	Uruguai	424,93	0,52	0,45	0,73
	Santa Catarina	159,18	0,82	0,37	0,99

Quadro 27. Grau de qualidade relativa do habitat classificado para os anos de 2035 e 1985.

Ano	Região	Alta qualidade		Média qualidade		Baixa qualidade		Total de Área (km ²)
		Área (km ²)	Área (%)	Área (km ²)	Área (%)	Área (km ²)	Área (%)	
2035	Argentina	1.225	74,14%	55	3,34%	372	22,52%	1.652
	Rio Grande do Sul	708	47,39%	42	2,78%	744	49,83%	1.494
	Santa Catarina	50	33,63%	-	-	99	66,37%	149
	Uruguai	121	28,65%	16	3,89%	284	67,47%	421
	Total	2.103	56,60%	113	3,05%	1.499	40,35%	3.716
1985	Argentina	1.575	89,33%	21	1,19%	167	9,48%	1.763
	Rio Grande do Sul	1.008	79,28%	9	0,70%	255	20,02%	1.272
	Santa Catarina	132	82,71%	-	-	28	17,29%	159
	Uruguai	229	53,85%	17	3,90%	179	42,24%	425
	Total	2.943	81,34%	47	1,29%	629	17,37%	3.619

Para entender a mudança no grau de qualidade relativa do ecossistema de dunas é necessário observar alguns aspectos importantes. O primeiro deles é o decréscimo da área de habitat disponível após anos de exposição às ameaças. No território do RS, por exemplo, essa área decresce significativamente entre 1985 e 2035, alcançando aproximadamente 17% de perda.

O segundo é que o decréscimo de área sob alta qualidade entre 2035 e 1985 do ecossistema no conjunto de regiões é de aproximadamente 30%. Se considerados isoladamente, o decréscimo em Santa Catarina e no Uruguai é muito acima dessa média, entre 60% e 50% ao variarem de 83% para 34% e de 54% para 29% de área de habitat de alta qualidade entre 1985 e 2035, respectivamente. Isso indica que o grande aumento das classes de média e baixa qualidade ocorre em detrimento da classe de alta qualidade. Mais especificamente, há um comportamento padrão de conversão de alta qualidade em baixa qualidade, mais do que duplicando o valor de baixa qualidade no período de 50 anos. O percentual de área sob média qualidade continua abaixo das classes alta e baixa, apesar das transições de células alta para média qualidade.

A Argentina apresenta comportamento de transição ao redor da média do ecossistema de dunas como um todo, enquanto o Rio Grande do Sul é o destaque negativo da análise, apresentando piora de qualidade do ecossistema de dunas acima de todas regiões. Em relação ao Uruguai, embora tenha diminuído e aumentado quase pela metade as áreas de alta e de baixa qualidade, respectivamente, em um movimento claro de perda de habitat de alta para baixa qualidade, manteve o percentual de células consideradas de média qualidade. Já Santa Catarina não apresentou áreas classificadas como de média qualidade.

O critério D2b da RLE da IUCN utiliza severidade relativa e extensão do estresse causado por ameaças em direção à disrupção de processos bióticos e suas interações. O modelo HQA utiliza a qualidade de habitats como *proxy* de biodiversidade, estimando a extensão e o estado de degradação dela. Como mencionado anteriormente, embora não seja possível alcançar diretamente as informações necessárias à avaliação da IUCN pelo modelo HQA, é possível traçar paralelos entre os indicadores de cada metodologia.

As classes de qualidade do habitat intituladas como alta, média e baixa foram alcançadas ao dividirem-se os valores normalizados entre 0 e 1 em intervalos de mesma dimensão, ou seja, intervalos com limite de classe de 0,33; 0,66 e 1. É possível perceber que a avaliação da IUCN desconsidera severidades relativas menores do que 30% em qualquer

grau de vulnerabilidade. Entretanto, também são adotadas 3 classes relativas à qualidade dos processos bióticos do ecossistema.

Pode-se traçar um paralelo entre a avaliação do modelo HQA considerada nesse estudo uma vez que as classes alta, média e baixa de qualidade são inversamente proporcionais ao grau de degradação (ou severidade da disrupção de processos bióticos). Assim, guardadas as devidas diferenças de linhas de quebra de classe, a classe representativa de alta qualidade do habitat corresponderia à severidade relativa baixa ($\geq 30\%$), a classe média qualidade à severidade relativa média ($\geq 50\%$) e, por fim, a classe baixa qualidade à severidade relativa alta ($\geq 80\%$). A classificação com pontos de quebra como realizada nesse estudo aumenta os intervalos das classes média e alta em aproximadamente 13% (diferença de 66,66% - 33,33% em relação à 50% - 30% e 100% - 66,66% e 100% e 80%, respectivamente).

O Uruguai e Santa Catarina são as regiões mais próximas de serem enquadradas como criticamente em perigo pois em 2035 apresentarão 67,47% e 66,37% de área em qualidade baixa (ou severidade relativa alta, $\geq 80\%$). O ecossistema de dunas costeiras no Rio Grande do Sul beira a classificação “ameaçado” pois em 2035 apresentará 49,83% de área sob severidade relativa $\geq 50\%$.

A avaliação de qualidade de habitat na linha de base estabelecida nesse estudo (1985) já apresenta aproximadamente 17% de área de baixa qualidade, ou, conforme o paralelo adotado, criticamente em perigo. O Uruguai, em especial, apresentava baixa qualidade do habitat em 42,24% da área em 1985, sendo quase classificado como ameaçado desde 1985. A Argentina, por sua vez, foi o único território que se manteria apenas sob vulnerabilidade em 2035, com apenas 22,52% de área classificado como de baixa qualidade.

Entretanto, essa baixa qualidade do habitat aumenta de 17,37% para 40,35%, ou seja, aproximadamente 23 pontos percentuais. As classes de média e alta qualidade variaram de 1,29% para 3,05% e de 81,34% para 56,60%, respectivamente. A principal observação a ser feita é a confirmação da disrupção dos processos bióticos e suas relações através do aumento de área sob baixa qualidade entre 1985 e 2035 e, portanto, entre “qualquer período de 50 anos incluindo o passado, presente e futuro”, conforme mencionado no critério D2b da RLE da IUCN.

Segundo Scherer *et al.* (2020), a colonização de espécies de plantas invasoras é uma das principais consequências dos processos de degradação biológica no ecossistema. Os autores citam que, embora tenham sido realizadas análises quantitativas das mudanças na composição das espécies regionalmente, esses dados são insuficientes para avaliar a riqueza e a abundância das espécies em todo o ecossistema. Mapeamentos de área de vida mínima de espécies faunísticas poderiam ser úteis, porém, os autores argumentam que são escassos os animais que ocorram em todo o ecossistema. Portanto, a perturbação dos processos e interações bióticos não foi avaliado para este ecossistema, que foi classificado como “Insuficiência de Dados” no critério D por Scherer *et al.* (2020).

5.1.7. Critérios A, B e C

A fim de proporcionar insumos para a comparação dos resultados de Scherer *et al.* (2020) com os do presente estudo dispõe-se a seguir uma síntese das informações obtidas na publicação. O Quadro 28 apresenta um resumo dos resultados alcançados por Scherer *et al.* (2020) na publicação *Sand Dunes system of Southern South America – Red List of*

Ecosystems Assessment, uma avaliação utilizando critérios da IUCN para a mesma área avaliada pelo presente trabalho.

Quadro 28. Resultados da avaliação da RLE da IUCN em SCHERER, 2020.

Divisão territorial	Critérios					
	A	B	C	D	E	Resumo
Santa Catarina						
Subcritério 1	ID	CR	ID	ID	NA	VU (VU-AM)
Subcritério 2		AM	DD	ID		
Subcritério 2a	ID					
Subcritério 2b	VU (VU-AM)					
Subcritério 3	ID	MP	ID	ID		
Rio Grande do Sul						
Subcritério 1	ID	AM	ID	ID	NA	MP (AM-MP)
Subcritério 2		MP	DD	ID		
Subcritério 2a	ID					
Subcritério 2b	MP					
Subcritério 3	ID	MP	ID	ID		
Uruguaí						
Subcritério 1	ID	AM	ID	ID	NA	AM (MP -AM)
Subcritério 2		VU	DD	ID		
Subcritério 2a	ID					
Subcritério 2b	AM (MP -AM)					
Subcritério 3	ID	MP	ID	ID		
Argentina						
Subcritério 1	ID	MP	ID	ID	NA	MP
Subcritério 2		MP	ID	ID		
Subcritério 2a	ID					
Subcritério 2b	MP					
Subcritério 3	ID	MP	ID	ID		
Ecossistema						
Subcritério 1	ID	MP	ID	ID	NA	MP
Subcritério 2		MP	ID	ID		
Subcritério 2a	ID					
Subcritério 2b	MP					
Subcritério 3	ID	MP	ID	ID		
<p> Não Avaliado (NA) Insuficiência de Dados (ID) Menor Preocupação (MP) Criticamente em perigo (CR) Ameaçado (AM) Vulnerável (VU) </p>						

Fonte: SCHERER (2020)

Critério A

De acordo com Scherer *et al.* (2020), houve uma queda de 45,39% (aproximadamente 6 hectares) na distribuição do habitat de dunas costeiras no litoral sul do estado brasileiro de Santa Catarina, quase integralmente no período entre 2000 e 2018 e principalmente devido à expansão urbana. Já o trecho do litoral do estado do Rio Grande do Sul apresentou uma queda de 13,83% (~14 ha) na distribuição do habitat, com crescimento das taxas de perda ao longo dos anos devido principalmente à expansão de áreas de silvicultura. O trecho do litoral do Uruguai apresentou uma queda de 33,32% (~8 ha) na distribuição do habitat durante o período de análise e teve a maior porcentagem de queda entre os setores. Em contraste, o setor IV apresentou a menor porcentagem de queda durante o período, 12,84 %, embora tenha apresentado a maior queda em área, aproximadamente 20 ha.

No geral, a área total de queda foi de 48.593 ha, o que representa 16,34% do ecossistema de dunas na área de estudo. Embora o período de análise (entre 1985 e 2018) não tenha sido suficiente para justificar a aplicação do critério A1, a taxa de declínio ao longo do período foi utilizada para projetar as mudanças esperadas no futuro. Nesse contexto, o critério A1 foi classificado como Dados Insuficientes para todos os setores e o ecossistema regional (SCHERER *et al.*, 2020).

A publicação também apresenta uma análise das tendências de declínio na distribuição do ecossistema de dunas no Sul da América do Sul, a partir da observação de dados coletados entre 1985 e 2018. Com o objetivo de estimar as taxas de declínio até o ano de 2035, foram analisados dois cenários distintos de projeção - um de declínio linear e outro de declínio polinomial. Os resultados projetam que o trecho catarinense tenha declínio de 30,85% de área no cenário 1 e 57,07% de área no cenário 2 até 2035. O trecho gaúcho deve ter queda de 16,36% (cenário 2) a 20,78% (cenário 1). O trecho uruguaio apresenta declínio de 21,76 a 50,9%. Por fim, o trecho argentino apresenta tendência de declínio de 13,37 a 19,38%. No geral, o ecossistema de dunas regional é projetado para perder de 17,05% (cenário 2) a 22,99% (cenário 1) em um período de 50 anos, de 1985 a 2035.

Segundo os autores, as projeções polinomiais são mais sensíveis a variações maiores e, portanto, refletem alterações mais severas no ecossistema. Já as projeções lineares são mais conservadoras, uma vez que são baseadas nas tendências atuais observadas nos dados analisados. Embora a categoria de classificação deva ser baseada no "princípio da precaução", o cenário 1 é considerado o mais provável com base nos dados analisados.

O trecho catarinense foi classificado como Vulnerável sob o critério A2b, enquanto o trecho gaúcho foi classificado como de Menor Preocupação em ambos os cenários 1 e 2. O trecho uruguaio foi classificado como Em Perigo sob o critério A2b, devido ao alto nível de incerteza entre os dois cenários. O trecho argentino foi classificado como de Menor Preocupação. O ecossistema de dunas regional (somando-se todas divisões) foi classificado como de Menor Preocupação sob o critério A2a. Quanto ao histórico de declínio, não há estimativa de redução a longo prazo na extensão espacial das dunas do Sul da América do Sul desde 1750, e, portanto, o status do ecossistema é considerado como Insuficiência de Dados sob o critério A3 (CARMO *et al.*, 2018).

Critério B

Como mencionado, o Critério B avalia a distribuição geográfica do risco de extinção de uma espécie, considerando dois subcritérios: B1, que mede a extensão da ocorrência, e B2, que mede a área de ocupação. No subcritério B1, utiliza-se o polígono convexo mínimo (PCM); o menor polígono que contém todas as ocorrências de uma espécie. Segundo Scherer *et al.* (2020), trecho de Santa Catarina foi classificado como Criticamente em Perigo pelo subcritério B1b, devido às ameaças de urbanização e mudanças climáticas, que provavelmente afetarão a distribuição do ecossistema nos próximos 20 anos. Os trechos do Rio Grande do Sul e do Uruguai foram considerados como Em Perigo e provavelmente diminuirão devido às ao reflorestamento e à urbanização nos próximos 20 anos. O trecho da Argentina foi classificado como Vulnerável devido à extensão ocupada (48.255 km²) e à taxa de declínio prevista para os próximos anos (13,37% - 19,38%). Ainda assim, o ecossistema regional foi classificado como de Menor Preocupação

No subcritério B2, a Área de Ocupação (AOO) foi determinada contando-se o número de células de grade de 10x10 km que contêm o ecossistema. Apenas as células com mais de 1 km² de dunas foram contadas, seguindo a metodologia da IUCN. Nesse critério o trecho catarinense foi classificado como Em Perigo e o trecho uruguaio como Vulnerável. Os trechos do RS e da AR e o ecossistema regional foram classificados como de Menor Preocupação.

A divisão territorial pode ajudar a compreender diferentes estratégias de gestão em três países e ameaças resultantes sobre cada setor. No entanto, um ecossistema regional é formado por um *continuum* de padrões espaço-temporais de biodiversidade (DINIZ FILHO, BINI, 2011) e deve ser avaliado como um único recurso sob o Critério B. O subcritério B3 não foi aplicado neste estudo, uma vez que não foi possível definir um número pequeno de locais definidos por ameaças em todo o ecossistema.

Critério C

A publicação de Scherer *et al.* (2020) discute a formação de dunas e as condições necessárias para tal. São destacados três aspectos principais: a disponibilidade de sedimentos, o movimento eólico com energia suficiente para transportar o sedimento disponível e características topográficas e climáticas adequadas para a acumulação de sedimentos a longo prazo. A análise desses aspectos seria necessária para avaliar o status do ecossistema, mas dados sobre o volume de sedimentos, ventos e topografia não estão disponíveis ou não são confiáveis. Portanto, a análise ambiental não pode ser realizada e o status do ecossistema é de “Insuficiência de Dados” sob o critério C.

5.2. Base de dados espaciais

As camadas resultantes do estudo foram organizadas em uma base de dados espaciais (Figura 8) conforme as orientações básicas da Open Geospatial Consortium – OGC, entidade internacional de definição de padrões de dados Geoespaciais. Ainda, conforme previsto pela legislação brasileira nas resoluções do Comitê de Estruturação de Metadados Geoespaciais (CONCAR, 2009), o conjunto de metadados das camadas geradas no âmbito desse trabalho foi concebido conforme versa o Perfil de Metadados Geoespaciais Brasileiro (MGB) Sumarizado, baseado principalmente na resolução ISO (sigla do inglês para Organização Internacional de Normalização) 19115. Os dados foram carregados de forma pública na plataforma ArcGIS Online da UFRGS a fim de permitir amplo acesso ao público interessado.

Figura 8. Tela do Portal ArcGIS da UFRGS com as camadas do trabalho organizadas por pastas conforme sua temática (exemplo da pasta de uso e ocupação do solo).

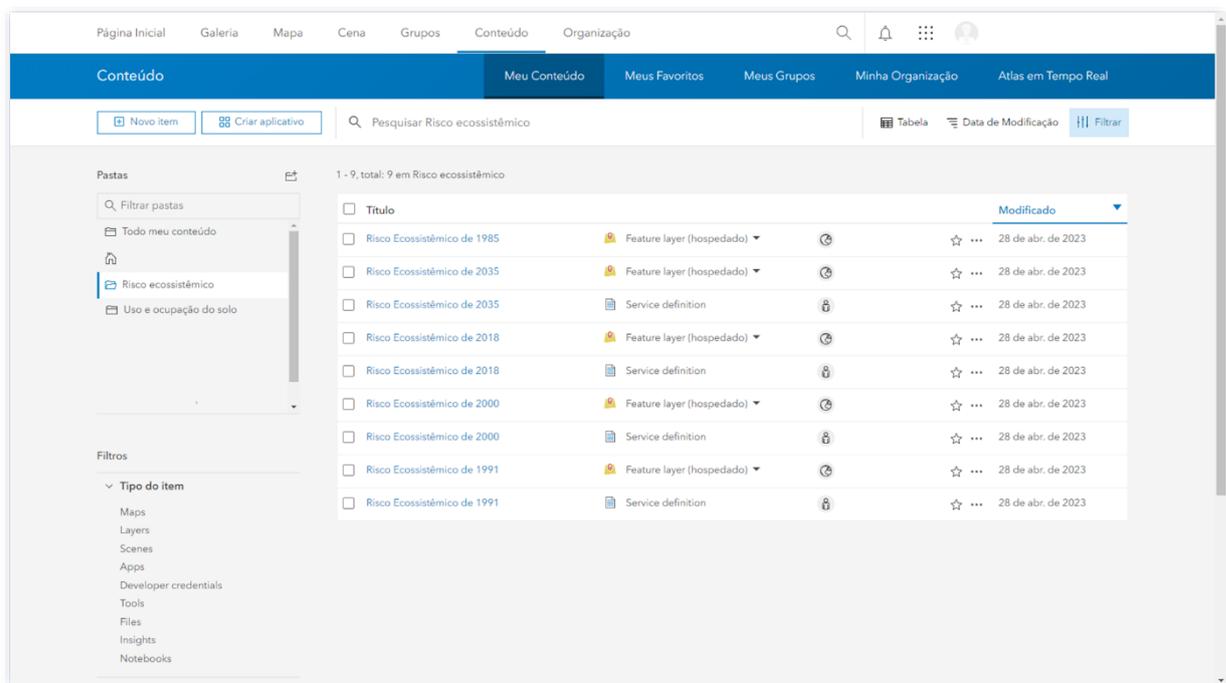


Figura 9. Estrutura de armazenamento da base de dados no Portal ArcGIS da UFRGS.

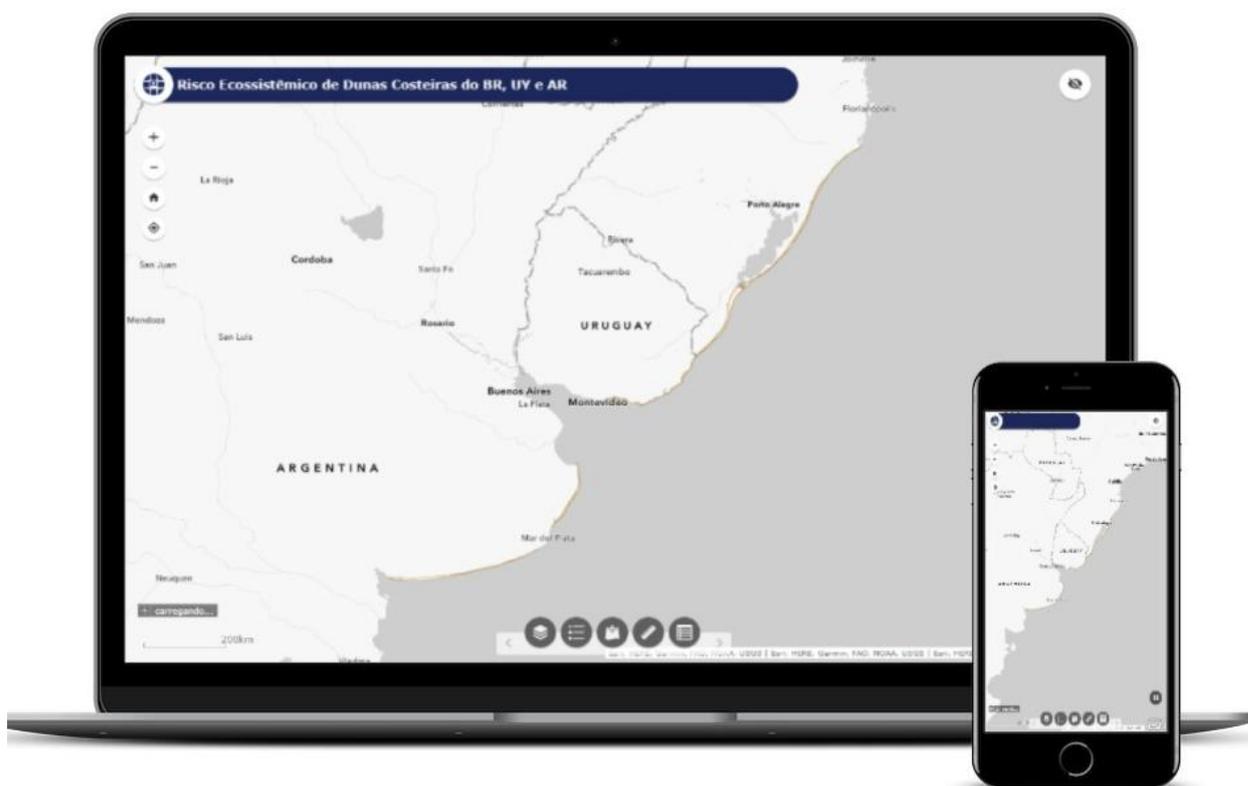


5.3. Aplicação online de Sistema de Informações Geográficas

Como brevemente mencionado anteriormente, a aplicação desenvolvida para exibição dos resultados geospaciais é um WebGIS (Sistema de Informações Geográficas na web) com acesso através da URL abaixo. A Figura 10 apresenta a interface inicial da aplicação. Os subitens a seguir descrevem suas funcionalidades.

<https://ufrgs.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=9db81cc17fbe4ff5b719038ab89ff031>

Figura 10. Interface inicial do WebGIS.



Pesquisa: A funcionalidade de pesquisa aparece na parte superior central da tela inicial e possibilita ao usuário a busca por endereços pré-definidos e locais que estão incluídos na extensão atual do mapa.

Navegação: As funcionalidades de navegação implementadas estão localizadas verticalmente no canto superior esquerdo da tela e horizontalmente no canto superior direito. No conjunto à esquerda, as funcionalidades básicas incluem, de cima para baixo: "Mais Zoom e Menos Zoom", permitindo ao usuário controle parcial da escala de visualização do mapa e seu nível de detalhamento; a ferramenta "Meu Local", que possibilita ao usuário a visualização de sua geolocalização atual através de um ponto plotado na interface do Visualizador; a funcionalidade de retorno à "Extensão Padrão", a qual devolve o mapa ao zoom original; e, na sequência, as funcionalidades "Extensão anterior" e "Extensão posterior" que permitem ao usuário voltar à extensões de tela usadas anteriormente e voltar para a atual. Já no menu superior direito estão disponíveis as opções de tela cheia e exibir visão geral do mapa.

A barra central inferior possui um conjunto de funcionalidades que permitem ao usuário desde a consulta aos dados. As funcionalidades de cada uma das opções serão detalhadas a seguir.

Figura 11. Pesquisa por localização e navegação automática do WebGIS (exemplo de pesquisa pelo Porto de Rio Grande – RS)

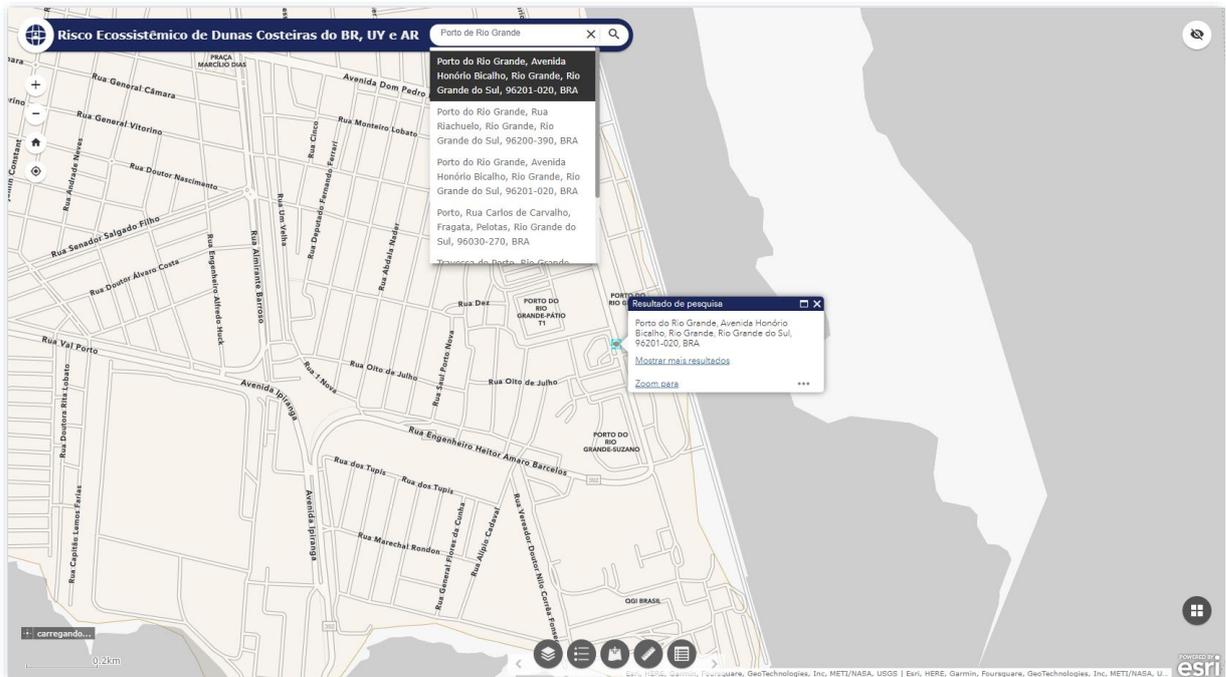
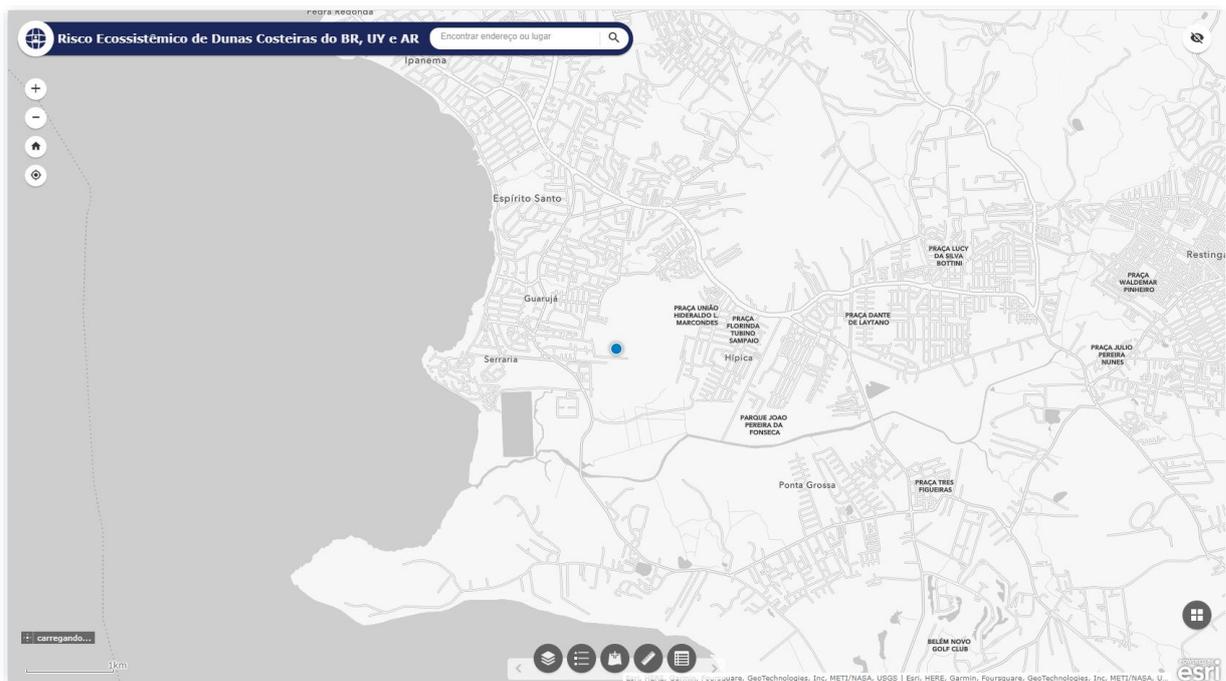


Figura 12. Navegação com detecção de localização do usuário a partir de autorização no navegador de internet.



Lista de camadas: A funcionalidade “Lista de Camadas” possibilita o gerenciamento dos planos de informações que foram adicionados. Nela é possível dar Zoom para a camada, definir a transparência, configurar a faixa de visibilidade, desabilitar o surgimento de pop-ups ao clicar-se em feições, mover para cima e para baixo (ordenamento de sobreposição no mapa), visualizar a tabela de atributos, mostrar detalhes do item e, finalmente, remover a camada da visualização. As alterações são temporárias, assim, ao recarregar a página da web o sistema reinicia sem as personalizações implementadas.

Figura 6. Botão Lista de camadas do WebGIS.

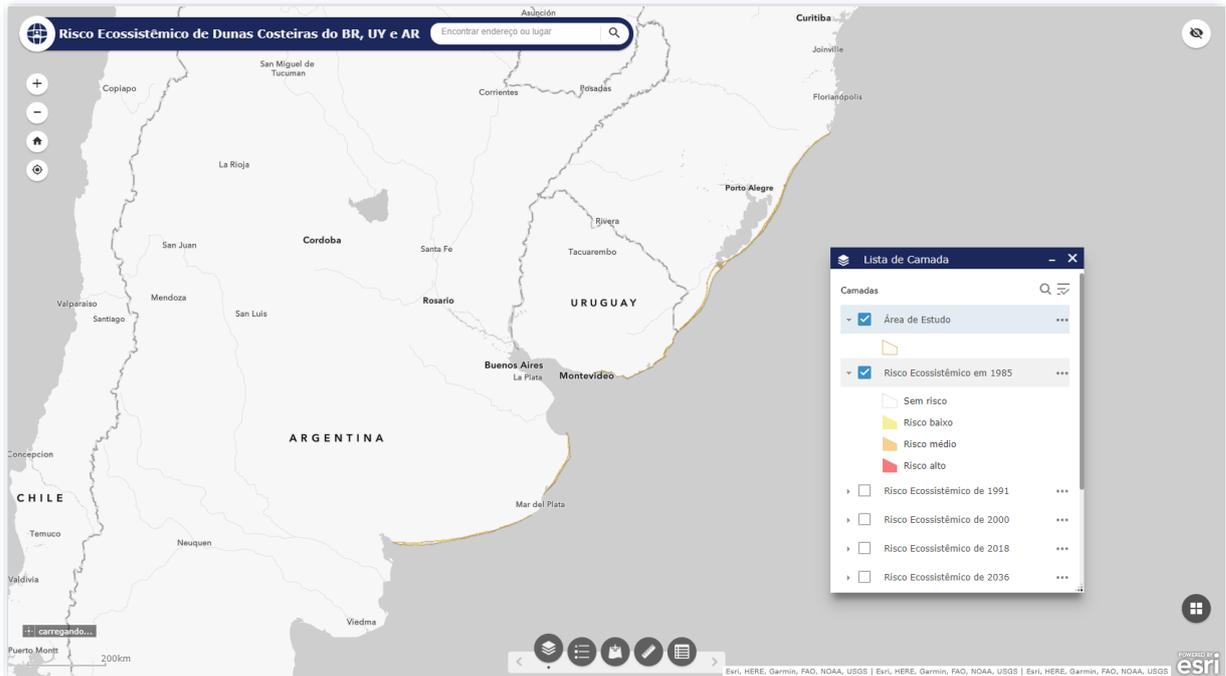
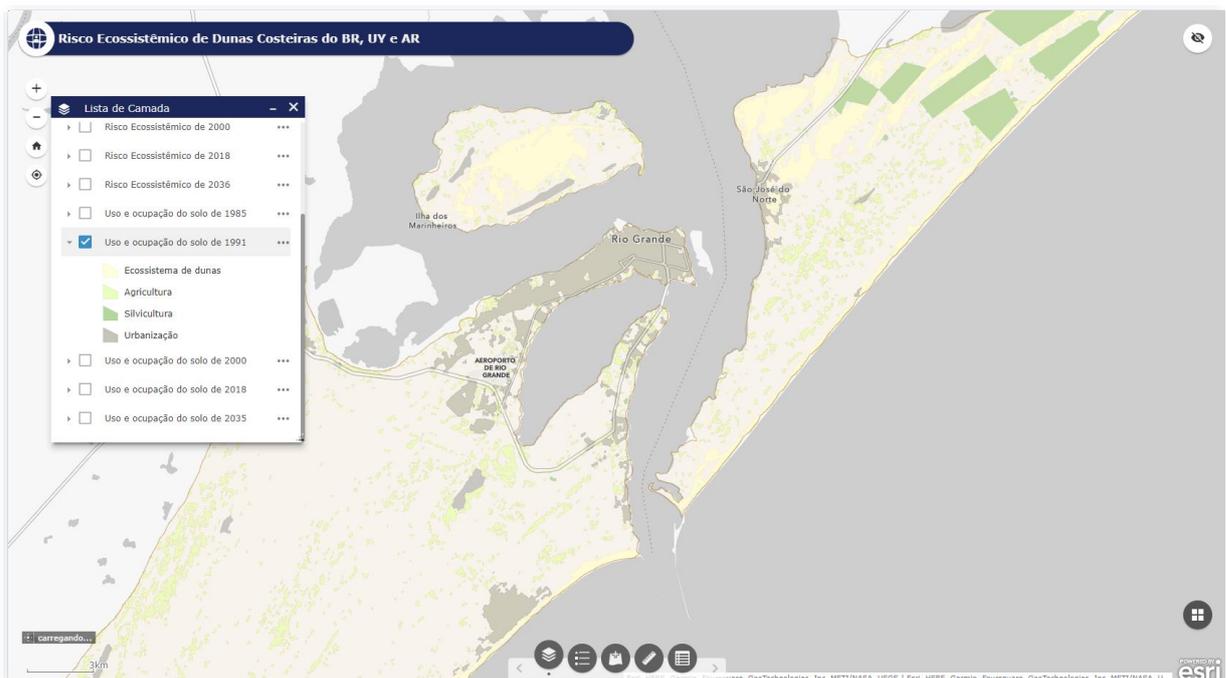


Figura 6. Conteúdo sendo exibido no WebGIS (exemplo da camada de uso e ocupação do solo de 1991).



Legenda: A funcionalidade mostra ao usuário da plataforma a simbologia utilizada nas camadas que estão sendo visualizadas no mapa, permitindo melhor compreensão das cores e classificações utilizados para simbolizar o(s) dado(s). Nela são separadas feições de pontos, linhas e polígonos.

Tabela de atributos: A funcionalidade possibilita a visualização dos atributos presentes nas camadas adicionadas na interface do WebGIS permitindo ao usuário a utilização de recursos como: seleção de feições; pesquisa por atributos; filtro por expressões de texto e pela extensão do mapa, ferramenta de filtro de feições de acordo com a extensão do mapa, ou seja, aparecerá na tabela de atributos apenas os dados que estiverem aparecendo no zoom atribuído ao mapa; zoom para feições selecionadas; ordenamento de feições por diversos critérios; exportação da tabela de atributos no formato CSV, dentre outros (Figura 13). Observa-se que, ao se utilizar esta ferramenta é aberta na parte inferior da tela de visualização a tabela com os atributos vinculados às camadas em análise.

Medição: O conjunto de funcionalidades de medição, também localizada na parte inferior da tela, possibilita ao usuário mensurar elementos no mapa através de desenhos à mão livre de áreas, linhas ou pontos (locais) com clique do mouse. A funcionalidade possibilita ainda ao usuário a escolha da unidade de medição desejada, a limpeza das feições, ajustes das primitivas geométricas inseridas e consulta à geolocalização de uma lista de pontos.

Figura 13. Legenda e tabela de atributos do WebGIS.

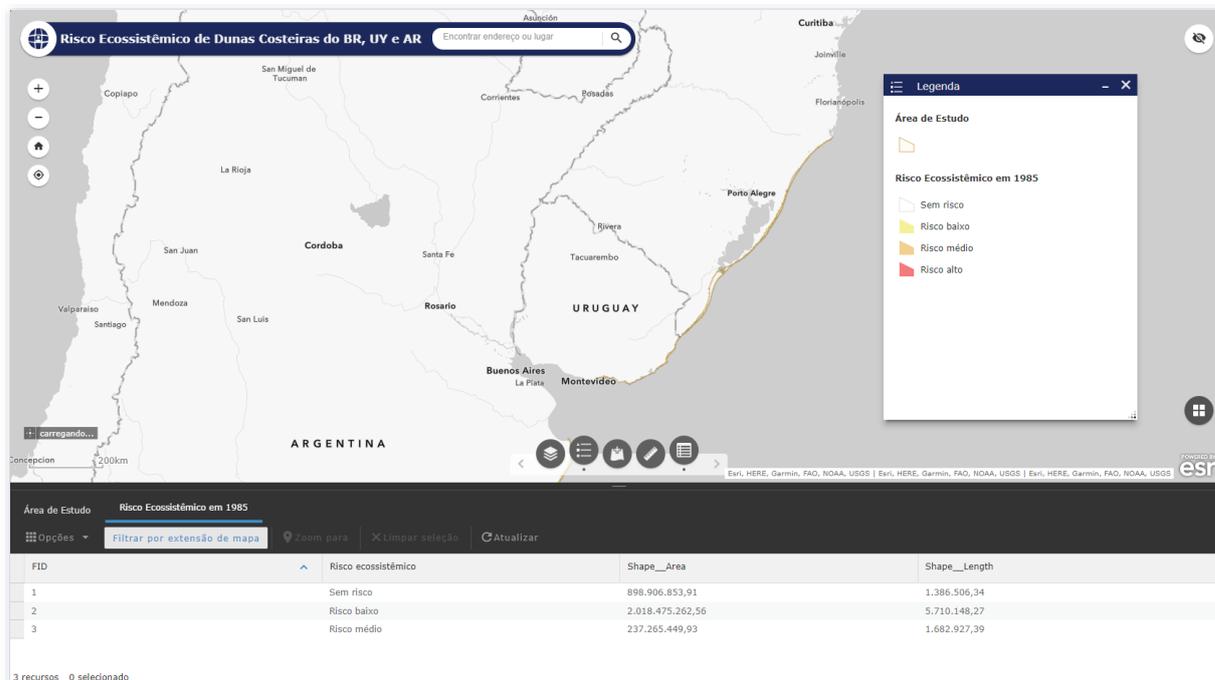
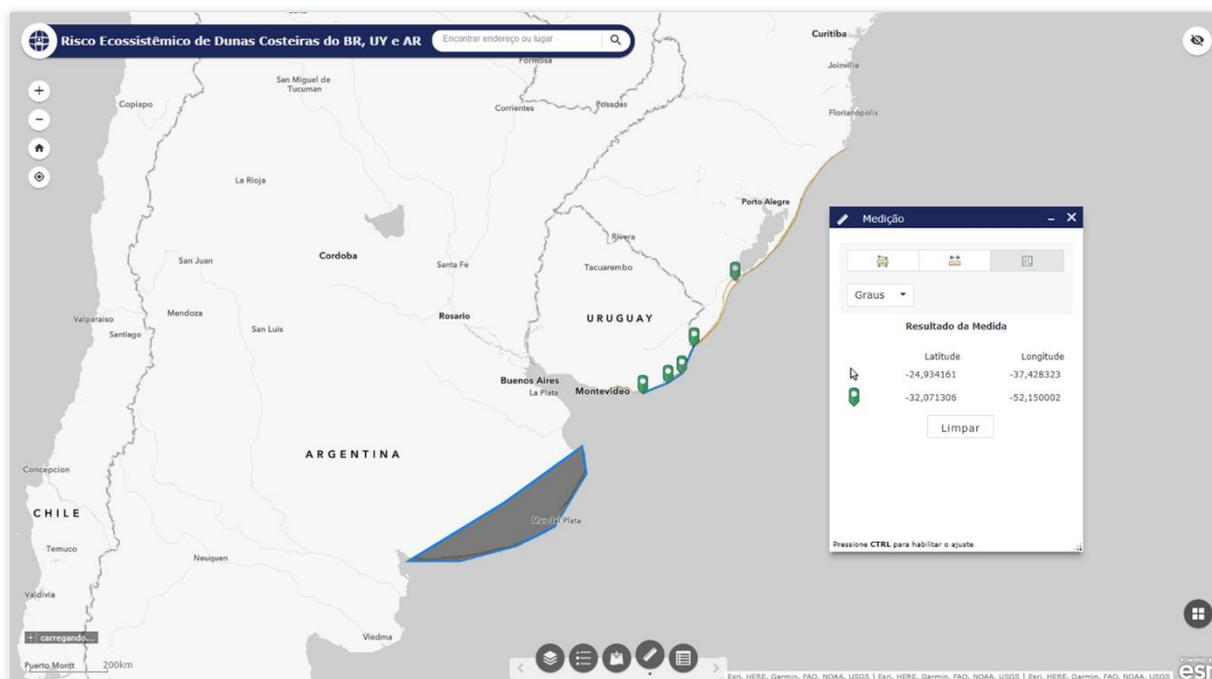


Figura 14. Conjunto de ferramentas de medição do WebGIS.



6 CONCLUSÃO

O presente estudo explora a viabilidade do uso dos modelos Habitat Quality Assessment (HQA) e Habitat Risk Assessment (HRA) do Natural Capital Project como indicadores efetivos da disrupção de processos bióticos e da análise quantitativa de risco ecossistêmicos (instâncias D e E, respectivamente, da Lista Vermelha de Ecossistemas da União Internacional para a Conservação da Natureza – IUCN). A partir da metodologia aplicada, obtiveram-se diversas novas informações sobre o risco e a qualidade ambiental do ecossistema de dunas costeiras do sul da América do Sul.

Avaliações de risco e modelos de base ecossistêmica são ferramentas semelhantes e complementares que podem ser usadas em conjunto para melhorar a gestão e a conservação de ecossistemas. Assim, as informações geradas neste presente estudo a partir das ferramentas exploradas podem dar suporte para a tomada de decisões baseadas em dados e, conseqüentemente, garantir a sustentabilidade de ecossistemas de difícil avaliação devido a sua extensão ou indisponibilidade de dados.

Para além de somente propor modelos de geoprocessamento como auxiliares à definição de áreas prioritárias para análises de risco e aplicá-los para uma determinada tipologia de ecossistema, o estudo verificou a conversão desse risco em áreas de pior qualidade ecossistêmica. Concluiu-se, assim, que a exposição aos riscos mapeados aponta para piora na qualidade dos ecossistemas e aumento significativo no comprometimento de prestação de seus respectivos serviços ecossistêmicos.

Os modelos são similares entre si no sentido de que permitem aos usuários identificar regiões onde o impacto das atividades humanas é maior. Porém, enquanto o uso do HQA se adequa mais às avaliações de impacto antrópico na biodiversidade, o uso do HRA é voltado para avaliações de risco mais amplas. Os resultados expostos dos modelos HRA e HQA evidenciaram, assim, a possibilidade de utilização dessas ferramentas para avaliações de risco de ecossistemas com grau de robustez considerável.

A avaliação de risco da Lista Vermelha de Ecossistemas Ameaçados da IUCN é uma metodologia baseada na exposição a diferentes ameaças que um ecossistema enfrenta. O Critério E que compõe desta metodologia traduz as alterações do habitat ou da composição da comunidade e é usado para avaliar o impacto das mudanças no sobre a viabilidade do ecossistema. Ele considera a intensidade e a duração das mudanças, bem como a capacidade do ecossistema de se recuperar. Exatamente como o modelo Habitat Risk Assessment (HRA) da plataforma InVEST.

O modelo HRA, conforme já exposto, é baseado em dados geoespaciais e fornece uma avaliação integrada e abrangente da vulnerabilidade dos ecossistemas. Ele permite utilizar uma variedade de fatores, como estrutura e conectividade do habitat, as condições climáticas típicas e as ameaças antropogênicas mais significativas, como as mudanças de uso e ocupação do solo utilizadas como estressores neste estudo. Isso permite que a avaliação de risco seja adaptada às características específicas de cada ecossistema, fornecendo uma visão precisa e detalhada ou abrangente e generalista das ameaças às quais está exposto, conforme necessário ou possível.

Além disso, o HRA é uma ferramenta flexível e altamente personalizável que pode ser adaptada às necessidades e objetivos específicos de cada projeto. Por exemplo, os usuários podem ajustar a resolução espacial e temporal da análise, selecionar quais ameaças serão consideradas e personalizar as métricas de avaliação da vulnerabilidade. No presente trabalho, tais métricas foram definidas com ajuda de especialistas renomados tendo em vista a dificuldade de homogeneização das informações sobre um ecossistema transfronteiriço e de extensão continental. Uma vez que os objetivos desse trabalho se limitam em experimentar essa correlação procedimental, a parametrização do HRA se deu a partir de decisões colegiadas sobre o tema.

Uma das vantagens do modelo é justamente permitir que esses parâmetros possam ser profundamente alterados para atender uma realidade específica obtida a partir de observações precisas de fenômenos naturais ou antrópicos. Outro diferencial do HRA é a sua capacidade de gerar como dado de saída informações espacializadas (não obstante requer dados de entrada explicitamente espaciais) que mostram áreas de alta e baixa vulnerabilidade, o que permite uma identificação mais precisa de áreas que requerem ações de conservação prioritárias.

Os resultados da aplicação do HRA puderam ser classificados conforme previsto pelo critério E da RLE da IUCN. Sua aplicação *per se* para a área de estudo é inédita e os resultados gerados corroboram estudos de risco publicados previamente ou podem, ainda, direcionar futuras avaliações. Assim, conclui-se que é possível usar o modelo Habitat Risk Assessment da plataforma InVEST como critério E da Lista Vermelha de Ecossistemas Ameaçados da IUCN, uma vez que o HRA é justamente uma ferramenta de avaliação quantitativa de risco de habitats.

Além disso, a partir do observado nos resultados, o modelo HQA pode ser relacionado ao Critério D da RLE, que se refere à redução ou deterioração da qualidade dos habitats que afetam a sobrevivência das espécies. Como já exposto, o HQA avalia a qualidade do habitat

a partir de fragmentação e diminuição de área ao longo do tempo. O critério D da RLE da IUCN, por sua vez, avalia a qualidade do habitat demandando informações sobre a perda, degradação e fragmentação do mesmo.

Conclui-se, portanto, que o modelo HQA da InVEST pode ser usado como um indicador da qualidade do habitat para apoiar a avaliação do critério D da RLE da IUCN, fornecendo informações espaciais detalhadas sobre a qualidade do habitat em uma paisagem. O modelo e seus resultados podem ajudar a identificar áreas críticas para a conservação e a restauração, conforme exposto nas análises apresentadas na seção de resultados e discussões. Por exemplo, os modelos HQA e HRA indicaram condições mais severas de risco do ecossistema de dunas avaliadas. O ecossistema de dunas foi classificado como de Menor Preocupação sob o critério A2a, B1b e B2 da publicação *Sand Dunes system of Southern South America – Red List of Ecosystems Assessment* (SCHERER *et al.*, 2020) enquanto foi classificado como Vulnerável sob o critério D2b (HQA) e como Ameaçado sob o critério E (HRA).

Isto posto, conclui-se que ferramentas de base ecossistêmica, como os modelos computacionais da plataforma InVEST, somam-se aos instrumentos de avaliações de risco, como a RLE da IUCN. Seus resultados possibilitam melhorar a gestão e conservação de ecossistemas, sobretudo aqueles mais vulneráveis. Isso pode ajudar a priorizar ações de conservação com base nas ameaças mais críticas e alocar recursos de forma mais eficiente, confluindo com as premissas da RLE da IUCN.

Vale destacar que os modelos HQA e HRA beneficiam-se da disponibilidade de dados de uso e cobertura do solo de datas futuras. O primeiro por desbloquear novas análises dentro da interface do próprio software, e o segundo por ter uma data adicional para compor a série temporal analisada. Assim, os resultados da modelagem do LCM podem ser utilizados como dados de entrada para os modelos HQA e HRA para regiões onde não há disponibilidade de dados observados. Nesse contexto, é necessário mencionar que, durante a elaboração do trabalho, foi disponibilizado pelo MapBiomas dados de uso e cobertura do solo para toda a área de estudo desde 1985. Para avaliações futuras, é altamente recomendável a utilização dessa base de dados ao invés da vetorização manual feita neste estudo, a fim de aumentar a precisão dos resultados. No entanto, tal medida pode acarretar em um aumento considerável da complexidade do estudo, uma vez que o mapeamento do MapBiomas compreende subdivisões de classes de uso e ocupação do solo que carregam consigo outras relações para além das identificadas nas dinâmicas de coleta de opinião de especialistas.

Para pesquisas futuras, recomenda-se, também, a utilização de sub-regiões menores, a fim de apontar, em escala de maior precisão, locais que necessitem de melhores avaliações ou que já possam ser considerados como de urgente intervenção. Também recomenda-se dividir as classes do modelo HQA conforme os pontos de quebra de classe da severidade relativa do critério D2b a fim de se obter uma comparação mais fidedigna entre as avaliações.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, Daniel Caixeta; ROMEIRO, Ademar Ribeiro. Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. **UNICAMP**, v. 155, p. 1-43, 2009.

ASMUS, M. L. *et al.* **SIMPLES PARA SER ÚTIL: BASE ECOSSISTÊMICA PARA A GESTÃO COSTEIRA**. X Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro. 2018. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/made/article/view/54971>> Acesso em: 30 mar 2022

Bennett, E. M., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B. N., Zadeh, R. S. (2015). Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, 14, 76-85.

BLAND, L. M. *et al.* **Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, version 1.1**. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland, 2017. Disponível em: <https://www.iucn.org/sites/dev/files/content/documents/rle_guidelines_draft_dec_2015.pdf> Acesso em: 15 dez 2021

BLAND, L.M., *et al.* The Rapid Decline of the Natural World: Understanding the Implications for People, Livelihoods and Business. Gland, Switzerland: **International Union for Conservation of Nature**, 144 p., 2017.

BURKARL, *et al.* Ecosystem services workflows: extending InVEST into ArcGIS Pro. **Environmental Modelling & Software**, v. 110, p. 56-67, 2018.

CARDINALE, B. *et al.* Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59-67, 2012. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/nature11148?report=reader>> Acesso em: 20 set 2021

CARIGNAN, V. *et al.* Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 78, n. 1, p. 45-61, 2002. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1023/A:1016136723584> f> Acesso em: 15 dez 2021

CARMO, F. F. *et al.* Assessing the conservation status of a neglected dune ecosystem in Southern South America. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, n. 8, p. 1995-2016, 2018. Disponível em: <https://cm.iucnrle.org/assets/89ba67bf-c18f-4ed4-b0a6-c4656c393356> Acesso em: 11 abr 2023

COMITÊ DE ESTRUTURAÇÃO DE METADADOS GEOESPACIAIS (CONCAR). **Perfil de Metadados Geoespaciais do Brasil (Perfil MGB)**. 2009. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv83693.pdf>> Acesso em: 28 fev 2022

COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253-260, 1997. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/387253a0>> Acesso em: 11 abr 2023

DE GROOT, R. S. *et al.* Benefits of investing in ecosystem restoration. **Conservation Biology**, v. 27, n. 6, p. 1286-1293, 2013. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/24112105/>> Acesso em: 15 dez 2021

DÍAZ, S. *et al.* Assessing nature's contributions to people. **Science**, v. 359, n. 6373, p. 270-272, 2018. Disponível em: < <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aap8826> Acesso em: 15 dez 2021

DINIZ FILHO, J.A.F.; BINI, L. M. Geographical patterns in biodiversity: towards an integration of concepts and methods from genes to species diversity. *Natureza & Conservação*, v. 9, n. 2, p. 179-187, 2011.

DUDLEY, N. *et al.* **Natural solutions**: protected areas helping people cope with climate change, pp.126, Ljubljana: IUCN/WCPA, 2010.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 34(1), 487-515, 2013. Disponível em: <<https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>> Acesso em: 18 mar 2022

FARLEY, J. *et al.* Payments for ecosystem services: from local to global. **Ecological Economics**, v. 69, n. 11, p. 2060-2068, 2010. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921800910002351>> Acesso em: 11 abr 2023

Fletcher, S., & Pereira, P. (2017). Urban development and dune systems – A paradox for coastal zone management. **Environmental Science & Policy**, 76, 187-194.

GAO, J. *et al.* An evaluation of the InVEST model for predicting the ecosystem services in a subtropical catchment. **Ecological Indicators**, v. 63, p. 67-76, 2016.

GONZALEZ, A. *et al.* The causes and consequences of compensatory dynamics in ecological communities. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 40(1), 393-414, 2009. Disponível em: <<https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173349>> Acesso em: 15 dez 2021

HALL, L. *et al.* **The habitat concept and a plea for standard terminology. Wildlife Society Bulletin**, 1997. Disponível em: < <https://www.jstor.org/stable/3783301> > Acesso em: 19 jan 2021

HANSKI, I. *et al.* Extinction debt at extinction threshold. **Conservation biology**, v. 16, n. 3, p. 666-673, 2002. Disponível em: <<https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1523-1739.2002.00342.x> Acesso em: 15 dez 2021

HARPOLE, W. Stanley; TILMAN, David. Grassland species loss resulting from reduced niche dimension. **Nature**, v. 446, n. 7137, p. 791-793, 2007.

Heumann, B. W., Walsh, S. J., & McDaniel, P. M. (2016). Assessing the impact of land use/land cover classification accuracy on urban ecosystem modeling. **Ecological Modelling**, 320, 233-242.

HOCKINGS, M. *et al.* Evaluating effectiveness: a framework for assessing the management of protected areas. **IUCN**, 2006. Disponível em:

<<https://www.iucn.org/resources/publication/evaluating-effectiveness-framework-assessing-management-effectiveness>> Acesso em: 15 dez 2021

HOLT, R. D. *et al.* Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species. **The American Naturalist**, 155(6), 705-723, 2000. Disponível em: <<https://www.journals.uchicago.edu/doi/abs/10.1086/284280>
https://www.iucn.org/sites/dev/files/content/documents/rle_guidelines_draft_dec_2015.pdf> Acesso em: 15 dez 2021

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, **Resolução IBGE nº 1/2005**. Altera a caracterização do referencial geodésico brasileiro, passando a ser o SIRGAS-2000. Disponível em: <https://geoftp.ibge.gov.br/metodos_e_outros_documentos_de_referencia/normas/rpr_01_25fev2005.pdf> Acesso em: 18 mar 2022

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, **Resolução IBGE nº 1/2015**. Define a data de término do período de transição definido na RPR 01/2005 e dá outras providências sobre a transformação entre os referenciais geodésicos adotados no Brasil, 2015. Disponível em: <https://geoftp.ibge.gov.br/metodos_e_outros_documentos_de_referencia/normas/rpr_01_2015_sirgas2000.pdf> Acesso em: 18 mar 2022

INVEST. **User's Guide to the Land Change Modeler (LCM)**. Version 3.7.0. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund. 2019. Disponível em: <https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/lcm.html> . Acesso em: 16 mar. 2023

ISO - International Organization for Standardization. **ISO 19115 - Geographic Information – Metadata**, 2014. Disponível em: <<https://www.iso.org/standard/53798.html>> Acesso em: 19 mar 2022

IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **Guidelines for Application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria**. Version 1.1. Gland, Switzerland: IUCN, 2017. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2017-001.pdf> . Acesso em: 22 mar. 2023.

IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **The IUCN red list of ecosystems**: A global standard for assessing risks to ecosystems. Gland, Switzerland: IUCN, 2018. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.RLE.1.en>

JOLY C.A.; Scarano F.R.; Seixas C.S.; Metzger J.P.; Ometto J.P.; Bustamante M.M.C.; Padgurschi M.C.G.; Pires A.P.F.; Castro P.F.D.; Gadda T.; Toledo P. (eds.) (2019). **1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos**. Disponível em: <https://www.bpb.es.net.br/wp-content/uploads/2019/09/BPBES_Completo_VF-1.pdf> Acesso em: 16 mar 2022

KEITH, D. A. *et al.* Scientific foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. **PLOS one**, v. 8, n. 5, p. e62111, 2013. Disponível em: < <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3648534/>> Acesso em: 16 dez 2021

KEITH, D. A. *et al.* The IUCN red list of ecosystems: Motivations, challenges, and applications. **Conservation Letters**, v. 8, n. 3, p. 214-226, 2015. Disponível em: <<https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/conl.12167>> Acesso em: 16 dez 2021

LARSEN, F. W. *et al.* Modelling tools for ecosystem services assessments: progress, challenges and future directions. **Ecosystem Services**, v. 29, n. 1, p. 51-65, 2018.

LEVERINGTON, F. *et al.* **Management effectiveness evaluation in protected areas: a global study**. University of Brisbane, Australia: World Commission on Protected Areas, 2008. Disponível em: < https://testcharlie.biopama.org/sites/default/files/2019-09/Leverington_etal2008%20Global%20study%20on%20management%20effectiveness%20evaluation%20in%20protected%20areas%20-%20methodologies.pdf > Acesso em: 18 mar 2022

LEVINE, D. A. *et al.* Markov Chains and Mixing Times. 2ª ed. Providence: **American Mathematical Society**, 2017

MARTINELLI, L. A. *et al.* **Ecosystem services in Brazil: an overview**. Annals of the Brazilian Academy of Sciences, v. 86, n. 2, p. 773-777, 2014.

MCKINNEY, M. L. *et al.* Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 14, n. 11, p. 450-453, 1999. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534799016791>> Acesso em: 19 jan 2021

MCKINNEY, M. L. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. **Bioscience**, v. 52, n. 10, p. 883-890, 2002. Disponível em: <<https://academic.oup.com/bioscience/article/52/10/883/354714>> Acesso em: 19 jan 2021

MCKNIGHT, Patrick E. *et al.* Missing data: A gentle introduction. **Guilford Press**, 2007.
MILANÉS BATISTA, Celene. Coastal risk. Corporación Universidad de la Costa. 2018. Disponível em <<https://repositorio.cuc.edu.co/handle/11323/5979>> Acesso em: 19 jan 2022

MILLIENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Overview of the Millennium Ecosystem Assessment**. 2005. Disponível em: <<https://www.millenniumassessment.org/en/About.html>> Acesso em: 20 set 2021

MURRAY, N. J. *et al.* **The role of satellite remote sensing in structured ecosystem risk assessments**. Science of the Total Environment, v. 619, p. 249-257, 2018. Disponível em <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969717330929>> Acesso em: 20 set 2021

PAESE, Adriana *et al.* Conservação da biodiversidade com SIG. **Oficina de Textos**, 2015.

PONTIUS JR, R. G. *et al.* Where are land cover transitions occurring globally? **International Journal of Remote Sensing**, v. 26, n. 5, p. 1011-1033, 2005.

PONTIUS JR, R. G. *et al.* Mapping the probability of land use/cover change at the parcel level using markov chain model. **Agrociencia**, v. 37, n. 2, p. 117-134, 2003.

PORTZ, L. *et al.* Degradation of a transgressive coastal Dunefield by pines plantation and strategies for recuperation (Lagoa Do Peixe National Park, Southern Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 259, p. 107483, 2021. Disponível em <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771421003358>> Acesso em 31 mar 2022

POSSANTTI, Iporã; SILVA, Tatiana. Technological Hazard Vulnerability: A GIS-Based Approach for Supporting Environmental Zoning. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 17, n. 2, p. 445-454, 2021. Disponível em: <https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ieam.4339>. Acessado em: 23 jul 2023.

PRESTES, L. D. *et al.* Aplicabilidade do Modelo Habitat Risk Assessment do InVEST para Gestão de Áreas de Proteção Ambiental, 2019. **Gerenciamento Costeiro e Gerenciamento Portuário 2**. Disponível em: <https://www.atenaeditora.com.br/arquivos/ebooks/gerenciamento-costeiro-e-gerenciamento-portuario-2>> Acesso em: 25 mar 2022

RODRIGUES, A. S. L. *et al.* Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. **Bioscience**, v. 54, n. 12, p. 1092-1100, 2004. Disponível em <https://academic.oup.com/bioscience/article/54/12/1092/329532?login=false>> Acesso em 31 mar 2022

SCHERER, M. *et al.* **Sand Dunes system of Southern South America**, 2020. Disponível em: <https://cm.iucnrle.org/assets/89ba67bf-c18f-4ed4-b0a6-c4656c393356> Acesso em: 28 fev 2022

SHARP, R. *et al.* **InVEST User's Guide**. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund. Disponível em: <http://releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/index.html>> Acesso em: 06 jun 2021

Sharp, R., Tallis, H. T., Ricketts, T., Guerry, A. D., Wood, S. A., Chaplin-Kramer, R., Kareiva, P. (2015). **InVEST 2.6.0 User's Guide**. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, and The Nature Conservancy.

SILVA, Tatiana Silva da; TAGLIANI, Paulo Roberto Armanini. Environmental planning in the medium littoral of the Rio Grande do Sul coastal plain - Southern Brazil: Elements for coastal management. **Ocean & Coastal Management**, v. 59, p. 20-30, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0964569111002109>. Acessado em 30 jul 2023.

SILVEIRA, Vinicius Melgarejo Montenegro. Proposta de estrutura analítica de base sistêmica para suporte ao planejamento e gestão ambiental. 2019.

SOARES-FILHO, B. *et al.* Modeling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v. 440, n. 7083, p. 520-523, 2002. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature04389> > Acesso em: 06 jun 2021

THE NATURAL CAPITAL PROJECT. **User's Guide to InVEST**. Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund, 2021. Disponível em: <https://releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/>> Acesso em: 23 mar 2023.

THÉBAULT, E. *et al.* Trophic interactions and the relationship between species diversity and ecosystem stability. **The American Naturalist**, v. 166, n. 4, p. E95-E114, 2005. Disponível em: <https://www.journals.uchicago.edu/doi/full/10.1086/444403>> Acesso em: 12 set 2021

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **EarthExplorer**. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 12 set 2021

Van De Vijver, E., Beyers, J. C., & Meire, P. (2018). Dune habitat loss and fragmentation: implications for restoration. **Science of The Total Environment**, 630, 1526-1532.

VILLWOCK, J. A. *et al.* **Geologia Costeira do Rio Grande do Sul**. Notas Técnicas do CECO-IG-UFRGS, Porto Alegre, 1995, 45 p.

Waldron, A., Mooers, A. Ø., Miller, D. C., Nibbelink, N., Redding, D., Kuhn, T. S., Gittleman, J. L. (2013). Targeting global conservation funding to limit immediate biodiversity declines. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 110(29), 12144-12148.

APÊNDICE 1

Quadro 29. Detalhamento de habilidades de transição e de persistência

Transição	Conversão de ameaças (agricultura, silvicultura e urbanização) ou de ecossistema de dunas em classe expúria (outros, água, classe de fundo) ou vice-versa	Conversão de ameaças em outra ameaça	Conversão de ecossistema de dunas em ameaças
Agricultura – Outros	-0,1429		
Outros – Silvicultura	-0,1429		
Outros – Ecossistema de dunas	-0,1429		
Outros - Urbano	-0,1429		
Ecossistema de dunas – Outros	-0,1429		
Silvicultura – Urbano		0,5120	
Ecossistema de dunas – Silvicultura			0,1359
Ecossistema de dunas - Urbano			0,2895
Persistência da Agricultura	10,0000		
Persistência da Silvicultura		0,7576	
Persistência do Urbano	-0,1429		
Persistência do Ecossistema de dunas	-0,1429		0,3434

Quadro 30. Informações de pesos de neurônios entre camadas

Conversão de ameaças (agricultura, silvicultura e urbanização) ou de ecossistema de dunas em classe expúria (outros, água, classe de fundo) ou vice-versa						
Neurônio o \ Neurônio i	1	2	3	4	5	6
1	-0,2322	-0,0730	0,0850	0,0355	-0,1815	-0,0305
2	0,0154	-0,0324	-0,0354	0,0988	0,0583	0,0664
3	-0,3297	-0,2612	0,0406	0,1212	-0,2781	0,2483
4	0,0640	-0,1554	-0,1037	0,1252	-0,1399	-0,0718

Conversão de ameaças em outra ameaça						
Neurônio o \ Neurônio i	1	2	3	4		
1	0,8075	68,0580	-115,2220			
2	39,3300	-28,2450	-67,3720			
3	-108,5610	18,4730	70,2940			
4	30,4830	-26,8350	-58,7750			

Conversão de ecossistema de dunas em ameaças						
Neurônio o \ Neurônio i	1	2	3	4		
1	-130,0110	-0,8762	-31,3890	21,8960		
2	43,0590	-18,9400	-31,9370	53,6590		
3	-0,4995	0,7239	138,5570	-117,5810		
4	90,9590	0,3510	-69,8310	33,8570		

Quadro 31. Pesos entre os neurônios da camada oculta e os neurônios da camada de saída

Conversão de ameaças (agricultura, silvicultura e urbanização) ou de ecossistema de dunas em classe expúria (outros, água, classe de fundo) ou vice-versa								
Neurônio s \ Neurônio o	1	2	3	4	5	6	7	8
1	-46,5410	-47,0180	-41,9450	-48,900	-41,7560	-27,5590	-50,8820	-44,1900
2	-44,8870	-46,9500	-42,5550	-50,2250	-41,7460	-29,6260	-50,5950	-44,9250
3	-47,8210	-45,9260	-43,2190	-48,1730	-46,2530	-29,0030	-51,4560	-44,3160
4	-48,7260	-48,0920	-41,3570	-51,2830	-47,2320	-27,2780	-51,8080	-43,1060
5	-43,6460	-48,4460	-40,5510	-47,9100	-43,0780	-29,5200	-51,2450	-45,6590
6	-44,2940	-47,4530	-44,4390	-50,5890	-45,4960	-30,0980	-54,4440	-43,2920

Conversão de ameaças em outra ameaça								
Neurônio s \ Neurônio o	1	2	3	4	5	6	7	8
1	130,5670	-130,5670						
2	-52,7240	52,7240						
3	-120,0380	120,0380						

Conversão de ecossistema de dunas em ameaças								
Neurônio s \ Neurônio o	1	2	3	4	5	6	7	8
1	0,9445	73,0010	-69,2820					
2	0,6880	-42,0290	-0,3490					
3	-0,5119	-134,0620	105,4030					
4	-25,4940	102,0350	-66,7720					

Quadro 32. Sensibilidade do modelo forçando uma única variável independente a ser constante

Conversão de ameaças (agricultura, silvicultura e urbanização) ou de ecossistema de dunas em classe expúria (outros, água, classe de fundo) ou vice-versa	Acurácia (%)	Medida de habilidade	Ordem de influência
Todas variáveis	12,42	-0,0009	N/A
Variável agricultura constante	12,42	-0,0009	1 (mais infuente)
Variável silvicultura constante	12,42	-0,0009	2
Variável urbanização constante	12,42	-0,0009	3
Variável ecossistema de dunas constante	12,42	-0,0009	4 (menos influente)

Conversão de ameaças em outra ameaça	Acurácia (%)	Medida de habilidade	Ordem de influência
Todas variáveis	81,74	0,6347	N/A
Variável agricultura constante	65,47	0,3094	3
Variável silvicultura constante	65,12	0,3024	2
Variável urbanização constante	35,60	-0,2881	1 (mais infuente)
Variável ecossistema de dunas constante	68,52	0,3703	4 (menos influente)

Conversão de ecossistema de dunas em ameaças	Acurácia (%)	Medida de habilidade	Ordem de influência
Todas variáveis	50,42	0,2563	N/A
Variável agricultura constante	42,81	0,1421	4 (menos influente)
Variável silvicultura constante	37,02	0,0553	2
Variável urbanização constante	29,63	-0,0556	1 (mais infuente)
Variável ecossistema de dunas constante	37,02	0,0553	3

Quadro 33. Sensibilidade forçando todas variáveis independente a serem constantes, exceto uma

Conversão de ameaças (agricultura, silvicultura e urbanização) ou de ecossistema de dunas em classe expúria (outros, água, classe de fundo) ou vice-versa	Acurácia (%)	Medida de habilidade
Todas variáveis constantes	12,42	-0,0009
Todas constantes exceto agricultura	12,42	-0,0009
Todas constantes exceto silvicultura	12,42	-0,0009
Todas constantes exceto urbanização	12,42	-0,0009
Todas constantes exceto ecossistema de dunas	12,42	-0,0009

Conversão de ameaças em outra ameaça	Acurácia (%)	Medida de habilidade
Todas variáveis constantes	81,74	0,6347
Todas constantes exceto agricultura	65,03	0,3006
Todas constantes exceto silvicultura	35,60	-0,2881
Todas constantes exceto urbanização	64,40	0,2881
Todas constantes exceto ecossistema de dunas	35,60	-0,2881

Conversão de ecossistema de dunas em ameaças	Acurácia (%)	Medida de habilidade
Todas variáveis constantes	50,42	0,2563
Todas constantes exceto agricultura	22,72	-0,1593
Todas constantes exceto silvicultura	29,63	-0,0556
Todas constantes exceto urbanização	37,02	0,0553
Todas constantes exceto ecossistema de dunas	29,63	-0,0556

Quadro 34. Retroação de constante passo a passo

Conversão de ameaças (agricultura, silvicultura e urbanização) ou de ecossistema de dunas em classe expúria (outros, água, classe de fundo) ou vice-versa	Variáveis incluídas	Acurácia (%)	Medida de habilidade
Todas	Todas	12,42	-0,0009
Passo 1: variável agricultura constante	Silvicultura, urbanização e ecossistema de dunas	12,42	-0,0009
Passo 2: variáveis agricultura e silvicultura constantes	Urbanização e ecossistema de dunas	12,42	-0,0009
Passo 3: variáveis agricultura, silvicultura e urbanização constantes	Ecossistema de dunas	12,42	-0,0009

Conversão de ameaças em outra ameaça	Variáveis incluídas	Acurácia (%)	Medida de habilidade
Todas	Todas	81,74	0,6347
Passo 1: variável ecossistema de dunas constante	Agricultura, silvicultura e urbanização	68,52	0,3703
Passo 2: variáveis ecossistema de dunas e agricultura constantes	Silvicultura e urbanização	64,40	0,2881
Passo 3: variáveis ecossistema de dunas, agricultura e silvicultura constantes	Urbanização	64,40	0,2881

Conversão de ecossistema de dunas em ameaças	Variáveis incluídas	Acurácia (%)	Medida de habilidade
Todas	Todas	50,42	0,2563
Passo 1: variável agricultura constante	Silvicultura, urbanização e ecossistema de dunas	42,81	0,1421
Passo 2: variáveis agricultura e silvicultura constantes	Urbanização e ecossistema de dunas	37,02	0,0553
Passo 3: variáveis agricultura, silvicultura e ecossistema de dunas constantes	Urbanização	37,02	0,0553

APÊNDICE 2

1991

Quadro 35. Resumo da exposição, consequência, risco e percentual de área sob risco do modelo HRA para o ano de 1991.

	Região	Exposição média	Exposição máxima	Consequência média	Consequência máxima	Risco médio	Risco máximo	Percentual de área sob risco alto	Percentual de área sob risco médio	Percentual de área sob risco baixo
Todas ameaças	Santa Catarina	0,04	1,52	0,68	1,33	0,02	0,95	0,00%	0,00%	100,00%
	Rio Grande do Sul	0,56	2,39	0,96	1,84	0,47	1,81	0,00%	6,62%	93,38%
	Uruguai	0,82	1,88	1,07	1,53	0,62	1,33	0,00%	17,16%	82,84%
	Argentina	0,44	1,88	0,87	1,53	0,29	1,33	0,00%	5,68%	94,32%
Agricultura	Santa Catarina	0,00	0,94	0,02	1,77	0,01	0,81	0,00%	0,00%	100,00%
	Rio Grande do Sul	1,03	2,00	1,63	2,14	0,87	1,61	0,00%	40,81%	59,19%
	Uruguai	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00%	0,00%	100,00%
	Argentina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00%	0,00%	100,00%
Silvicultura	Santa Catarina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00%	0,00%	100,00%
	Rio Grande do Sul	0,32	2,25	0,49	2,14	0,27	1,80	0,00%	11,68%	88,32%
	Uruguai	1,57	2,25	1,82	2,14	1,23	1,80	0,00%	71,72%	28,28%
	Argentina	0,54	2,25	0,80	2,14	0,45	1,80	0,00%	20,25%	79,75%
Urbanização	Santa Catarina	0,09	2,79	0,09	2,00	0,06	2,17	0,43%	2,61%	96,96%
	Rio Grande do Sul	0,41	2,80	0,42	2,00	0,27	2,18	3,50%	8,91%	87,58%
	Uruguai	0,90	2,80	0,80	2,00	0,63	2,18	12,66%	18,72%	68,62%
	Argentina	0,65	2,80	0,67	2,00	0,42	2,18	4,01%	15,32%	80,67%

2000

Quadro 36. Resumo da exposição, consequência, risco e percentual de área sob risco do modelo HRA para o ano de 2000.

	Região	Exposição média	Exposição máxima	Consequência média	Consequência máxima	Risco médio	Risco máximo	Percentual de área sob risco alto	Percentual de área sob risco médio	Percentual de área sob risco baixo
Todas ameaças	Santa Catarina	0,02	1,66	0,67	1,41	0,01	1,05	0,00%	0,05%	99,95%
	Rio Grande do Sul	0,76	2,42	1,09	1,86	0,68	1,84	0,00%	17,33%	82,67%
	Uruguai	0,87	1,88	1,11	1,53	0,69	1,33	0,00%	18,31%	81,69%
	Argentina	0,53	1,88	0,94	1,53	0,44	1,33	0,00%	7,28%	92,72%
Agricultura	Santa Catarina	1,56	2,00	1,99	2,14	1,24	1,61	0,00%	80,01%	19,99%
	Rio Grande do Sul	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00%	0,00%	100,00%
	Uruguai	0,00	0,17	0,00	1,49	0,00	0,52	0,00%	0,00%	100,00%
	Argentina	0,01	1,47	0,03	1,95	0,01	1,13	0,00%	0,09%	99,91%
Silvicultura	Santa Catarina	0,01	1,47	0,03	1,95	0,01	1,13	0,00%	0,09%	99,91%
	Rio Grande do Sul	1,56	2,00	1,99	2,14	1,24	1,61	0,00%	80,01%	19,99%
	Uruguai	0,00	0,17	0,00	1,49	0,00	0,52	0,00%	0,00%	100,00%
	Argentina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00%	0,00%	100,00%
Urbanização	Santa Catarina	0,03	2,78	0,04	1,99	0,02	2,17	0,03%	0,97%	99,00%
	Rio Grande do Sul	0,29	2,80	0,28	2,00	0,19	2,18	2,95%	6,28%	90,78%
	Uruguai	0,86	2,80	0,76	2,00	0,60	2,18	11,77%	17,95%	70,28%
	Argentina	0,46	2,80	0,49	2,00	0,31	2,18	3,07%	11,07%	85,86%

2018

Quadro 37. Resumo da exposição, consequência, risco e percentual de área sob risco do modelo HRA para o ano de 2018.

	Região	Exposição média	Exposição máxima	Consequência média	Consequência máxima	Risco médio	Risco máximo	Percentual de área sob risco alto	Percentual de área sob risco médio	Percentual de área sob risco baixo
Todas ameaças	Santa Catarina	1,56	2,23	1,42	1,86	1,05	1,69	0,00%	57,63%	42,37%
	Rio Grande do Sul	0,53	2,19	0,98	1,83	0,48	1,64	0,00%	5,33%	94,67%
	Uruguai	0,95	1,78	1,16	1,53	0,69	1,24	0,00%	21,41%	78,59%
	Argentina	0,45	1,78	0,90	1,53	0,33	1,24	0,00%	5,60%	94,40%
Agricultura	Santa Catarina	0,83	1,67	1,60	2,14	0,80	1,40	0,00%	32,50%	67,50%
	Rio Grande do Sul	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00%	0,00%	100,00%
	Uruguai	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00%	0,00%	100,00%
	Argentina	0,96	1,67	1,64	2,14	0,87	1,40	0,00%	44,54%	55,46%
Silvicultura	Santa Catarina	0,96	1,67	1,64	2,14	0,87	1,40	0,00%	44,54%	55,46%
	Rio Grande do Sul	0,83	1,67	1,60	2,14	0,80	1,40	0,00%	32,50%	67,50%
	Uruguai	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00%	0,00%	100,00%
	Argentina	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00%	0,00%	100,00%
Urbanização	Santa Catarina	2,48	2,80	1,90	2,00	1,84	2,18	39,09%	58,36%	2,55%
	Rio Grande do Sul	0,42	2,80	0,42	2,00	0,28	2,18	4,67%	8,04%	87,29%
	Uruguai	1,28	2,80	1,17	2,00	0,89	2,18	19,82%	22,61%	57,57%
	Argentina	0,61	2,80	0,65	2,00	0,40	2,18	3,87%	13,96%	82,17%



JOSÉ AUGUSTO MÜLLER NETO

MODELAGEM ECOSISTÊMICA DE RISCO E DE QUALIDADE DAS DUNAS COSTEIRAS
DO SUL DO BRASIL, URUGUAI E NORTE DA ARGENTINA

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
CENTRO ESTADUAL DE PESQUISAS EM SENSORIAMENTO REMOTO E METEOROLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO

PORTO ALEGRE
2023