

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS FÍSICAS E MATEMÁTICAS
COORDENADORIA ESPECIAL DE OCEANOGRAFIA
GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

Milenne Ohanna Selida Mihael Silva Barreto

Modelagem da distribuição potencial do coral invasor *Tubastraea* spp. (coral-sol) na costa brasileira considerando preditores ambientais e antrópicos: subsídios para o plano de controle nas Unidades de Conservação

Florianópolis

2022

Millenne Ohanna Selida Mihael Silva Barreto

Modelagem da distribuição potencial do coral invasor *Tubastraea* spp. (coral-sol) na costa brasileira considerando preditores ambientais e antrópicos: subsídios para o plano de controle nas Unidades de Conservação

Trabalho Conclusão do Curso de Graduação em Oceanografia do Centro de Ciências Físicas e Matemáticas da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Oceanografia
Orientador: Dr. Thiago Cesar Lima Silveira
Coorientador: Dr. Marcelo Schuler Crivellaro

Florianópolis

2022

Ficha de identificação da obra elaborada pela autora,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Barreto, Millenne Ohanna Selida Mihael Silva

Modelagem da distribuição potencial do coral invasor
Tubastraea spp. (coral-sol) na costa brasileira
considerando preditores ambientais e antrópicos: subsídios
para o plano de controle nas Unidades de Conservação /
Millenne Ohanna Selida Mihael Silva Barreto ; orientador,
Thiago Cesar Lima Silveira, coorientador, Marcelo Schuler
Crivellaro, 2022.

86 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências
Físicas e Matemáticas, Graduação em Oceanografia,
Florianópolis, 2022.

Inclui referências.

1. Oceanografia. 2. Espécie exótica. 3. Modelagem de
nicho. 4. Áreas marinhas protegidas. I. Silveira, Thiago
Cesar Lima. II. Crivellaro, Marcelo Schuler. III.
Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em
Oceanografia. IV. Título.

Millenne Ohanna Selida Mihael Silva Barreto

Modelagem da distribuição potencial do coral invasor *Tubastraea* spp. (coral-sol) na costa brasileira considerando preditores ambientais e antrópicos: subsídios para o plano de controle nas Unidades de Conservação

Este Trabalho Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de Bacharel em Oceanografia e aprovado em sua forma final pelo Curso de Oceanografia.

Local, 11 de março de 2022.

Profa. Alessandra Larissa D'Oliveira Fonseca, Dra.
Coordenadora do Curso

Banca Examinadora:

Thiago Cesar Lima Silveira, Dr.
Orientador
Universidade Federal de Santa Catarina

Profa. Tatiana Silva Leite, Dra.
Avaliadora
Universidade Federal de Santa Catarina

Rafael Almeida Magris, Dr.
Avaliador
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

Este trabalho é dedicado aos que sonham e lutam por um mundo mais justo e sustentável.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, eu gostaria de agradecer à minha mãe, Solange, a mulher mais forte que eu já conheci, por todos os ensinamentos, todo o apoio, amor e carinho incondicionais, e por me fazer ser quem eu sou. Nem consigo colocar em palavras tamanho amor e gratidão que eu sinto. Sei o quanto estudar e se formar em uma universidade federal significa para você, essa conquista também é sua. Obrigada por não medir esforços e mover montanhas para me ver feliz e me ver chegar até aqui. Mesmo que não venha mais ninguém, ficamos só eu e você, eu te escolhi e você me escolheu, e isso vai muito além do nosso entendimento. Você mora no meu peito e na minha prece. Mãe em francês é mar.

Ao meu pai, Carlos, que me ensinou e me incentivou a estudar. Obrigada pela pasta de 5GB com reportagens, vídeos e artigos sobre o oceano que você fez questão de organizar, e obrigada pelas ligações me lembrando que todas as quartas e sextas tem programa sobre o mar e os recifes de corais na TV Brasil. Agradeço às minhas duas famílias, minha avó, meus tios e tias, primos e primas, e principalmente, à minha madrinha, Sônia, e ao meu padrinho, Gabriel, que sempre me apoiaram e torceram por mim em todas as circunstâncias. E, um agradecimento especial à Pia, que por pouco não me viu formada e oceanógrafa, mas sei que está me acompanhando e comemorando do outro plano. Você estará para sempre no meu coração, Pia.

Às minhas filhas pets, Maria Beatriz e Madalena, minhas companheirinhas, que estão sempre dispostas a me dar amor e atenção, apesar das diversas mordidas que a Mabi já me deu e do dom de destruição da Madá rs. Vocês foram essenciais para me ajudarem a me distrair quando eu mais precisava. E, ao Pingo, meu companheirinho de tantos anos e que faz uma falta imensa.

Agradeço, também, ao Wilson e à Maria Alice, por me acolherem como filha quando eu estava há aproximadamente 14.122 Km de casa, vocês são muito especiais. Obrigada por todo o amor, carinho e apoio, e por torcerem tanto por mim. Wilson, agora também colega de profissão, muito obrigada por ter me apresentado à Oceanografia e me incentivado a trilhar esse caminho.

À tia Cleo, tio Ângelo e João, por me amparem tão bem em Florianópolis, principalmente no meu primeiro ano de faculdade. Vocês foram essenciais. Obrigada por todas as conversas regadas a vinho, queijo e salame, por todas as trilhas, pelo incentivo e por todo o amor e carinho.

À Família Júlio & as Minas Gerais, meus queridos amigos Júlio, Gabs, Giulia, Malu e Miriã, vocês foram minha família durante esses cinco anos. Desde os dias de sol na praia, as noites em claro estudando e terminando trabalho (herbário que o diga rs), noites de jogos (apesar do complô para me matarem no Coup), festas e tardes dançando na minha sala depois de beber sei lá quantas garrafas de vinho, obrigada por todas as risadas, desabafos, aprendizados e por me fazerem crescer. Partilhar esta jornada com vocês fez tudo ser mais leve. Estendo esses agradecimentos também à Ana, Bruna, Isis, Natasha e Ronaldo, amigos especiais que se tornaram família, que me apoiaram, me ouviram e me fizeram rir quando eu precisei. E não se esqueçam: vou pegar três moedinhas, pois eu sou o duque!

Às minhas amigas Ma, Bia, Gabi e Julinha, que mesmo de longe se fizeram presentes nesta jornada, vocês fazem os meses de espera valerem a pena os encontros anuais. Obrigada por todas as conversas, por serem as amigas que me apoiam e me fazem rir, mesmo nos piores momentos, através dos memes e vídeos engraçados que vocês mandam o dia inteiro.

Agradeço, também, à minha psicóloga, Letícia, por me ouvir, me aconselhar e, me ajudar a compreender tantas questões e a me manter sã em todos os momentos.

Agradeço aos meus amigos do lab, Ju Alvarenga, Ju Biscaia, Ide, Let, Manô, Mari, Tai e Vitão (ps: MC não esqueci de ti não, continua lendo) que sempre estiveram disponíveis para me ajudar, me ensinar, e partilhar mergulhos e cafézinho no lab.

À todes com quem partilhei meus três anos na Tétis e a todes que eu tive oportunidade de conhecer por conta da Tétis, foi um período de muito aprendizado e crescimento, obrigada pelo apoio e resiliência, mesmo quando tudo parecia dar errado. E, a toda a equipe e tripulação do Ciências do Mar I durante a expedição de maio de 2019, que fez eu me reapaixonar pela Oceanografia.

Ao meu orientador, Thiago, com quem tive imenso prazer de trabalhar. Obrigada pela parceria e por acreditar em mim e neste trabalho desde o início, obrigada pelos ensinamentos, pela compreensão, pelo apoio e incentivo em todos os momentos dessa jornada, obrigada pela dedicação e tempo despendido em meu auxílio na realização desta pesquisa, eu não poderia imaginar ter um orientador melhor, e obrigada por todas as conversas e reuniões que você sempre terminava dizendo que estava feliz com o andamento e resultados do trabalho, você nem imagina o quanto isso foi importante para mim.

Ao meu co-orientador, Marcelo, que me acolheu e me apoiou desde o meu primeiro dia no lab. Obrigada por todas as conversas, desabafos, todas as trocas de figurinhas da coreaninha e por me fazer pegar a mania de falar ba, obrigada por confiar em mim e no meu

trabalho (e no meu gosto para design de mapas rs) e, sobretudo, obrigada por se tornar um grande amigo.

Aos membros da banca, Tatiana e Rafael, e membros suplentes, Andrea e Jarbas, obrigada por disponibilizarem um tempo para ler, avaliar e contribuir com esse trabalho.

Agradeço profundamente a todos professores da Oceanografia UFSC, por compartilharem conhecimento, sabedoria e vivências, que em muito contribuíram e tornaram possível a minha formação acadêmica e profissional. Especialmente, à minha mentora, Bárbara, que me deu a oportunidade de trabalhar com o que eu amo, que me ensinou e ensina tantas coisas, inclusive além do âmbito acadêmico, e que me inspira todos os dias. Admiro demais sua força e potência como pesquisadora, como professora e como mulher. Obrigada por toda a compreensão, apoio e conselhos que você sempre me deu, obrigada por acreditar no meu potencial e confiar no meu trabalho e, principalmente, obrigada por me ajudar a crescer.

Finalmente, sou imensamente grata à Universidade Federal de Santa Catarina, e todos seus funcionários e servidores que, de alguma forma com a sua prestação de serviço, auxiliaram no meu desenvolvimento ao longo desses cinco anos. E, acima de tudo, agradeço à população brasileira que, através do pagamento de impostos, me proporcionaram a oportunidade de uma educação pública, gratuita e de qualidade. Espero que os que venham depois de mim também possam desfrutar desse direito tão fundamental.

“Geography class. 4th grade:
we would study countries and charts
everyone came with grandma’s
beautiful sets of pencils
to color the earth
we use our prettiest pencils to
paint the nations we loved the most
blues, however,
we kept them aside
as of everyone’s favorite color
was too precious
to belong to anyone
other than the sea.”

Tamara Klink

RESUMO

No Brasil, *Tubastraea* spp. (Scleractinia; Dendrophylliidae), foi introduzida através da bioincrustação em plataformas petrolíferas e/ou navios de perfuração no fim dos anos 80. Atualmente, esses corais, conhecidos como coral-sol, são encontrados em plataformas de petróleo, navios de perfuração, monobóias, costões rochosos e recifes ao longo de mais de 3000 km da costa brasileira. O coral-sol apresenta uma notável capacidade de dispersão e invasão, impactando costões e recifes de coral por competição com espécies nativas. Considerando a grande dimensão dos impactos em águas brasileiras, a invasão do coral-sol foi alvo do Plano Nacional de Prevenção, organizado em 2017 pelo Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações em parceria com especialistas e o setor privado. O coral-sol vem sendo estudado em outras regiões, principalmente onde a invasão começou, no Rio de Janeiro, no entanto seu potencial invasor relacionado aos preditores antrópicos ainda é desconhecido. Além disso, ações de manejo do coral-sol têm sido realizadas em diversas regiões, porém essa atividade necessita de subsídios para um direcionamento mais eficiente de esforços e recursos. Neste sentido, a modelagem espacial da adequabilidade de habitat, ou modelagem de nicho, desempenha um papel importante em prever espacialmente o potencial de invasão e proliferação de espécies exóticas no ambiente, possibilitando que as ações de controle sejam direcionadas para os locais com maior potencial de assentamento. Assim, o objetivo deste projeto foi modelar a adequabilidade de habitat de *Tubastraea* spp. na costa brasileira com vistas ao apoio a atividades de controle e monitoramento nas Unidades de Conservação (UC). Foram ajustados modelos de adequabilidade de habitat considerando preditores ambientais e antrópicos usando modelos do tipo *machine learning* e modelos lineares generalizados. Os resultados do presente trabalho indicam que a distribuição potencial prevista de *Tubastraea* spp. abrange uma grande área de habitat adequado disponível para invasão ao longo de toda a costa brasileira e, que para todas as metodologias, a variável mais importante para o modelo foi a extração de óleo e gás, com média de 0,430. Além disso, as ecorregiões que apresentaram maiores riscos de invasão do coral-sol foram Amazônia, Nordeste do Brasil, Leste do Brasil e Sudeste do Brasil, que apresentaram valores de risco acima de 48,330, e, as unidades de conservação com maiores riscos de invasão de *Tubastraea* spp. são a Reserva Extrativista Arapiranga-Tromaí, o Monumento Natural das Ilhas de Trindade e Martim Vaz, e a Área de Proteção Ambiental da Costa dos Corais, com riscos de 99,403, 31,222 e 23,788, respectivamente. Os produtos e análises gerados serão úteis para as decisões de controle e monitoramento da invasão pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) no Brasil. Salienta-se que o projeto está em consonância com a iniciativa do Governo Federal, em parceria com o ICMBio e academia, que culminou no Plano Nacional de Controle do Coral-Sol (2017). Os resultados deste projeto ajudarão no planejamento dos esforços de manejo e monitoramento desta ameaça à conservação dos habitats marinhos no Brasil.

Palavras-chave: Espécie exótica. Modelagem de nicho. Áreas Marinhas Protegidas.

ABSTRACT

In Brazil, *Tubastraea* spp. (Scleractinia; Dendrophylliidae), was introduced through bio-encrustation on oil platforms and/or drilling vessels in the late 1980s. Currently, these coral, known as sun coral, is found on oil platforms, drilling ships, monobuoys, rocky shores and reefs along more than 3000 km of the Brazilian coast. The sun coral has a remarkable capacity for dispersion and invasion, impacting coral reefs and shores by competition with native species. Considering the great dimension of the impacts on Brazilian waters, the invasion of the sun coral was the target of the National Prevention Plan, organized in 2017 by the Ministry of Science, Technology, Innovations and Communications in partnership with experts and the private sector. The sun coral has been studied in other regions and especially where the invasion began, in Rio de Janeiro, however its invasive potential related to anthropic predictors is still unknown. In addition, sun coral management actions have been carried out in several regions, but this activity needs subsidies for more efficient efforts and resources targeting. In this sense, the modeling habitat suitability, or niche modeling, plays an important role in spatially predicting the potential for invasion and proliferation of exotic species in the environment, enabling control actions to be directed to the places with the greatest potential for settlement. In this sense, the objective of this project was to model the habitat suitability for *Tubastraea* spp. on the Brazilian coast seeking to support control and monitoring activities in Marine Protected Areas (MPAs). Habitat suitability models were adjusted considering environmental and anthropogenic predictors using *machine learning* and generalized linear models. The results of this study indicate that the predicted potential distribution of *Tubastraea* spp. covers a large area of suitable habitat available for invasion along the entire Brazilian coast and, for all methodologies, the most important variable for the model was oil and gas extraction, with an average of 0.430. In addition, the ecoregions that presented the highest risk of sun coral invasion were the Amazon, Northeast of Brazil, East of Brazil and Southeast of Brazil, which presented risk values above 48,330, and, the marine protected areas with the highest risk of invasion by *Tubastraea* spp. are the Arapiranga-Tromaí Extractive Reserve, the Trindade and Martim Vaz Islands Natural Monument, and the Costa dos Corais Environmental Protection Area, with risks of 99,403, 31,222 and 23,788, respectively. The products and analyzes generated will be useful for the decisions to control and monitor the invasion by the Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation (ICMBio) in Brazil. It should be noted that the project is in line with the initiative of the Federal Government, in partnership with ICMBio and academia, which culminated in the National Plan for the Control of the Sun Coral (2017). The results of this project will help in planning efforts to manage and monitor this threat to the conservation of marine habitats in Brazil.

Keywords: Invasive species. Niche modeling. Marine Protected Areas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Diagrama de BAM	21
Figura 2 – Fluxograma de etapas de modelagem de adequabilidade de habitat e análise de risco.....	24
Figura 3 – Matriz de correlação de Pearson entre todas as variáveis.....	30
Figura 4 – Análises de fator e de componentes principais para variáveis ambientais.....	31
Figura 5 – Análises de fator e de componentes principais para variáveis antrópicas.....	31
Figura 6 – Ecorregiões marinhas brasileiras com limites dentro da Zona Econômica Exclusiva brasileira.....	33
Figura 7 – Unidades de conservação marinhas brasileiras com limites dentro da Zona Econômica Exclusiva brasileira.....	34
Figura 8 – Importância das variáveis do modelo 236.....	39
Figura 9 – Mapa de adequabilidade do coral-sol (<i>Tubastraea</i> spp.) com limites dentro da Zona Econômica Exclusiva brasileira.....	40
Figura 10 – Mapa do coeficiente de variação estimado entre as previsões de adequabilidade do coral-sol (<i>Tubastraea</i> spp.) com limites dentro da Zona Econômica Exclusiva brasileira.....	41
Figura 11 – Unidades de Conservação marinhas brasileiras que apresentam maiores riscos de invasão de <i>Tubastraea</i> spp.....	42

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Preditores ambientais para modelagem da adequabilidade de habitat do coral-sol.....	26
Quadro 2 – Preditores antrópicos para modelagem da adequabilidade de habitat do coral-sol.....	28
Quadro 3 – Nível de proteção das unidades de conservação de acordo com as categorias definidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação.....	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Ajuste de variáveis dos melhores modelos.....	38
Tabela 2 – Valores médios de ROC, Sensitividade e Especificidade para os melhores modelos.....	38
Tabela 3 – Análise de risco de invasão do coral-sol nas ecorregiões marinhas brasileiras.....	41
Tabela 4 – Análise de risco de invasão do coral-sol nas unidades de conservação marinhas brasileiras.....	43

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AMP	Área Marinha Protegida
ANP	Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis
ANTAq	Agência Nacional de Transportes Aquaviários
BIOINVASÃO BRASIL	Plataforma Brasileira de Bioinvasão
CDB	Convenção sobre Diversidade Biológica
CPRM	Serviço Geológico do Brasil
CV	Coeficiente de Variação de Probabilidade
FA	Factor Analysis
GBM	Generalized Boosted Models
GLM	Generalized Linear Models
I3N	Invasives Information Network
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IUCN	International Union for Conservation of Nature
MDE	Modelo de Distribuição de Espécies
ML	Machine Learning
PCA	Principal Components Analysis
PELD-ILOC	Pesquisa Ecológica de Longa Duração das Ilhas Oceânicas Brasileiras
PNBoias	Programa Nacional de Bóias
PSS	Practical Salinity Scale
QGIS	Quantum Geographic Information System
RF	Random Forests
ROC	Receiver Operating Characteristic Curve
SDM	Species Distribution Modelling
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SRC	Sistema de Referência de Coordenadas
SST	Sea Surface Temperature
UC	Unidade de Conservação
VSS	Very Simple Structure
WDPA	World Database on Protected Areas
ZEE	Zona Econômica Exclusiva

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	17
1.1	OBJETIVOS	23
1.1.1	Objetivo Geral.....	23
1.1.2	Objetivos Específicos	23
2	METODOLOGIA.....	24
2.1	DADOS DE OCORRÊNCIA E AUSÊNCIA DA ESPÉCIE.....	25
2.2	VARIÁVEIS AMBIENTAIS	26
2.3	VARIÁVEIS ANTRÓPICAS.....	27
2.4	REDUÇÃO NA MATRIZ DE DADOS.....	29
2.5	MODELAGEM DE ADEQUABILIDADE DE HABITAT	32
2.6	ANÁLISE DE RISCO DE INVASÃO DE TUBASTRAEA SPP.	32
3	RESULTADOS	38
4	DISCUSSÃO	45
5	CONCLUSÃO.....	50
	REFERÊNCIAS.....	51
	APÊNDICE A – Artigos analisados através de revisão sistemática.....	60
	APÊNDICE B – Mapas das camadas de variáveis ambientais e antrópicas.....	69
	APÊNDICE C – Painéis de comportamento das variáveis	80
	APÊNDICE D – Modelos ajustados de adequabilidade de habitat para o coral-sol (<i>Tubastraea spp.</i>)	81
	APÊNDICE E – Média da importância das variáveis para os melhores modelos.....	85

1 INTRODUÇÃO

Segundo a definição da International Union for Conservation of Nature (IUCN), uma área protegida é “um espaço geográfico claramente definido, reconhecido, com objetivo específico e gerido por meios eficazes, sejam jurídicos ou de outra natureza, para alcançar a conservação da natureza no longo prazo, com serviços ecossistêmicos e valores culturais associados”. As Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) são áreas espacialmente delimitadas do ambiente marinho, dentro das 200 milhas náuticas da Zona Econômica Exclusiva (ZEE), que oferecem algum nível de proteção especial e são gerenciadas, pelo menos em parte, para fins de conservação da biodiversidade (EDGAR; RUSS; BABCOCK, 2007). Essas áreas são estratégias essenciais para mitigar a rápida perda de biodiversidade marinha e serviços ecossistêmicos, incluindo espécies ameaçadas (EDGAR *et al.*, 2014; ROBERTS; HAWKINS; GELL, 2005), limitar a degradação dos ambientes recifais (ARONSON; PRECHT, 2006; MUMBY *et al.*, 2006) e apoiar a recuperação e estabilização de espécies e ecossistemas esgotados pelas atividades antrópicas (EDGAR; RUSS; BABCOCK, 2007).

Apesar dos esforços para aumentar a cobertura de áreas protegidas nos oceanos, como foi proposto pela Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) em 2010, dados recentes do Banco de Dados Mundial de Áreas Protegidas (WDPA) indicam que as AMPs cobrem apenas 7,74% da área marinha total do mundo (UNEP-WCMC; IUCN, 2020). E, além disso, a gestão dos objetivos socioeconômicos e de conservação nessas áreas permanece um desafio (HUMPHREYS; CLARK, 2020).

No Brasil, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC, Lei Nº 9.985, de 18 de julho de 2000) é o principal regulamento para designar e administrar áreas protegidas de acordo com as definições da Constituição Federal. O SNUC define 2 tipos e 12 categorias de áreas protegidas, variando com base em objetivos primários, estrutura de governança e regimes de gestão. As Unidades de Conservação (UCs) podem ser de “proteção integral”, como as Reservas Biológicas e os Parques Nacionais, em que o objetivo básico é preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, ou de “uso sustentável”, que inclui Reservas Extrativistas e as Áreas de Proteção Ambiental, e cujo objetivo é compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais, ou seja, algumas atividades extrativistas são permitidas e regulamentadas, desde que não comprometam a conservação e os objetivos culturais (BRASIL, 2000).

Desde 2007, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) é a autoridade nacional responsável por gerir e regular as áreas protegidas do país. E, em 2018, houve um amplo aumento da extensão da cobertura de AMPs no Brasil, a qual passou de 1,5% para 25% da jurisdição marítima, após a criação de novas unidades de conservação (FUNBIO, 2018), que ultrapassou a meta de 17% de cobertura estabelecida pela Meta 11 de Aichi da CDB. Entretanto, as UCs marinhas brasileiras não são ecologicamente representativas, muitas vezes desconsideram áreas que abrigam biodiversidade e processos biogeográficos, ecológicos e evolutivos importantes (GIGLIO *et al.*, 2018), e a maioria necessita de gestão e fiscalização adequadas para enfrentar as pressões e ameaças relacionadas à essas áreas (GERHARDINGER *et al.*, 2011).

Em um estudo realizado no Brasil, Brandão *et al.* (2017) identificaram as principais pressões e ameaças em 11 UCs marinhas, através da aplicação de um questionário com a participação de gestores e analistas ambientais dessas unidades. Dentre as principais ameaças identificadas pelos gestores, estão as mudanças climáticas, a pesca ilegal, a destinação de resíduos e o tráfego de navios. Entretanto, a ameaça identificada com maior grau de impacto e que requer extrema atenção por parte dos gestores, governo, e organizações públicas e privadas são as espécies exóticas, principalmente em Áreas Marinhas Protegidas que compreendem ambientes recifais.

Gerenciar espécies exóticas invasoras é um dos maiores desafios para a conservação da biodiversidade terrestre, de água doce e marinha (PYŠEK; RICHARDSON, 2010). Espécies invasoras são consideradas uma ameaça à biodiversidade global e ao funcionamento dos ecossistemas, pois alteram processos como a ciclagem de nutrientes, e modificam habitats e a estrutura das comunidades nativas, causando também impactos econômicos e na saúde humana (BAX *et al.*, 2003; MOLNAR *et al.*, 2008; RUIZ *et al.*, 1997).

Quando espécies marinhas invasoras se estabelecem, a erradicação tecnicamente é muito difícil, visto que a alta conectividade ambiental através do meio aquático aumenta a dispersão das espécies (OJAVEER *et al.*, 2015; WILLIAMS; GROSHOLZ, 2008) e detectar toda a extensão da invasão em ambiente submerso é dificultado. Além disso, atividades humanas podem facilitar os mecanismos de dispersão das espécies, o que dificulta ainda mais seu controle (SIMBERLOFF *et al.*, 2013). E, dessa forma, o estabelecimento de um plano de manejo é o principal mecanismo para responder e enfrentar essa ameaça (WORBOYS *et al.*, 2015).

No Brasil, duas espécies do coral invasor, *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829 e *Tubastraea tagusensis* Wells, 1982, também conhecidos como coral-sol, foram introduzidas através da bioincrustação em estruturas artificiais relacionadas à indústria de óleo e gás no fim da década de 80, na Bacia de Campos, no Rio de Janeiro (DE PAULA; CREED, 2004). Atualmente, populações esparsas de *Tubastraea* spp. podem ser encontradas em pelo menos 23 plataformas de petróleo, navios de perfuração, monobóias, costões rochosos e recifes ao longo de mais de 3000 km da costa Brasileira, do Ceará até Santa Catarina, inclusive dentro de Áreas Marinhas Protegidas (CREED *et al.*, 2017; SANTOS *et al.*, 2019).

Os corais do gênero *Tubastraea*, possuem altas taxas de crescimento e reprodução (CREED, 2006; LAGES *et al.*, 2011) e apresentam notável capacidade de dispersão e invasão, podendo reduzir ou até excluir os corais nativos (LAGES *et al.*, 2011), e o sucesso da sua proliferação em novos ambientes deve-se às variabilidades de estratégias reprodutivas e de preferência de habitat. Esses corais são ahermatípicos e azooxantelados (CAIRNS, 1991) e, além disso, eles possuem uma alta capacidade de regeneração a partir de fragmentos de tecido aderidos ao esqueleto calcário (LUZ *et al.*, 2018) e grande tolerância ecológica, resistindo à altas temperaturas e à dessecação (DE PAULA; CREED, 2005).

O coral-sol pode se reproduzir sexuadamente, com fertilização e desenvolvimento interno das larvas plânulas (CREED; DE PAULA, 2007), ou assexuadamente (AYRE; RESING, 1986; DE PAULA; PIRES; CREED, 2014). Alguns estudos sugerem que os ciclos reprodutivos são regulados principalmente pelas variações sazonais da temperatura da água (BABCOCK *et al.*, 1986; HARRISON; WALLACE, 1990) que, dessa forma, influencia a liberação de plânulas (DE PAULA; PIRES; CREED, 2014), sendo um aspecto importante no processo de invasão. Outro fator que facilita a invasão do coral-sol é a sua preferência de assentamento em locais com declividade negativa e substratos artificiais, local onde a maioria dos corais zooxantelados não apresentam preferência (MIZRAHI; NAVARRETE; FLORES, 2014). Em um estudo considerando dados de onze anos da *Tubastraea* spp. no Brasil, da Silva *et al.* (2014), observaram que as espécies expandiram sua distribuição em uma taxa estimada de 2,1 km por ano.

À vista disso, quando se trata da problemática de espécies invasoras, a adequabilidade de habitat pode desempenhar um papel importante em prever o potencial de invasão e proliferação de espécies exóticas em novos ambientes (LOZIER; MILLS, 2011), uma vez que iniciativas de manejo (como o registro, monitoramento e remoção dos indivíduos) podem ser direcionadas para os habitats mais adequados para essas espécies e, dessa forma, possibilitando

a otimização de recursos. Além disso, preditores ambientais (SST, Salinidade, Clorofila, dentre outros) são amplamente disponibilizados, possibilitando previsões para cenários atuais e futuros (ASSIS *et al.*, 2017; TYBERGHEIN *et al.*, 2012).

Cada vez mais, indicadores locais têm sido utilizados por cientistas ambientais, a fim de avaliar mudanças em escalas de paisagem, regionais e globais (MILLER *et al.*, 2004; PETERS *et al.*, 2004). Modelos estatísticos que visam a modelagem espacial de nicho das espécies vêm sendo amplamente utilizados na literatura científica e, aplicados, principalmente por entidades governamentais e não-governamentais responsáveis pela avaliação e conservação dos recursos biológicos, para extrapolar dados ambientais no espaço (AUSTIN, 2002; FRANKLIN; MILLER, 2009; PETERSON; SOBERÓN, 2012). Dessa forma, nos últimos tempos, devido à necessidade crescente de informações sobre a distribuição geográfica da biodiversidade, os chamados modelos de distribuição de espécies (MDEs) foram aprimorados por conta de melhorias na disponibilidade de bancos de dados digitais, tornando as informações de registros e ocorrência de espécies e, de variáveis ambientais, mais acessível (GRAHAM *et al.*, 2004). Além da evolução de técnicas e ferramentas computacionais necessárias para gerar os modelos de distribuição de espécies (GUISAN; THUILLER, 2005).

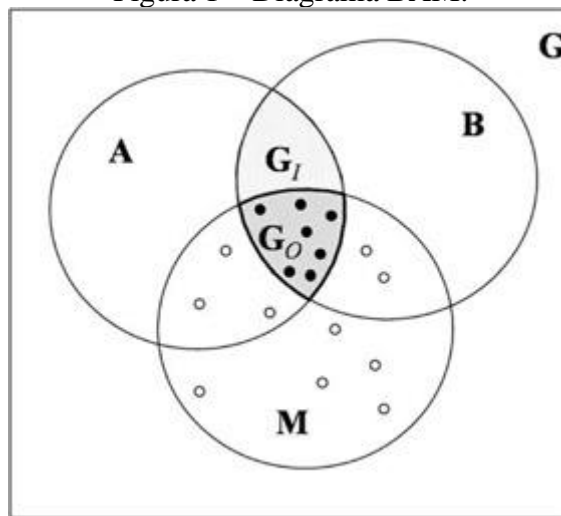
Uma das aplicações da modelagem de adequabilidade de habitat é entender a relação entre uma espécie e seu ambiente biótico e abiótico, com base em observações para fins de inferência ecológica, ou para testar hipóteses ecológicas e biogeográficas sobre distribuições de espécie, e partição ou conservadorismo de nicho. Nesse sentido, os MDEs são fundamentais para diversas perspectivas da gestão de recursos e planos de conservação, incluindo análise da biodiversidade, gestão e restauração ecológica e de habitat, modelagem de população, comunidade e ecossistema, estudo dos efeitos das mudanças climáticas nas espécies e ecossistemas e avaliação de risco de espécies invasoras (FRANKLIN; MILLER, 2009; GUISAN; THUILLER, 2005).

De modo geral, os MDEs, também conhecidos como modelos de adequabilidade de habitat ou modelos de nicho ecológico, tem como objetivo modelar as condições ambientais e recursos requeridos pelas espécies (GRINNELL, 1917; HUTCHINSON, 1957) que limitam sua distribuição geográfica (PETERSON, 2003). Grinnell (1917) definiu o nicho como algo equivalente ao habitat ocupado pelas espécies, descrevendo apenas a componente de natureza geográfica. Em contrapartida, Elton (1927) observou a posição da espécie dentro de um ambiente e definiu nicho como os atributos funcionais de uma espécie em uma comunidade. Por fim, Hutchinson (1957) sugeriu uma nova definição, em que nicho é um hipervolume, ou

um espaço n-dimensional, composto por variáveis ambientais e bióticas, e delimitado pelas dimensões do ambiente dentro das quais a espécie pode sobreviver e se reproduzir. E, ainda, definiu a resposta das espécies exclusivamente ao ambiente, ou às condições abióticas, como nicho fundamental.

Na Figura 1, abaixo, está representado o Diagrama BAM, apresentado por Peterson *et al.* (2011) que sintetiza o conceito de nicho. G é o espaço geográfico dentro do qual as análises são desenvolvidas. O conjunto A representa o nicho fundamental, onde os fatores abióticos permitem o crescimento intrínseco positivo da população; o conjunto B representa a região onde os fatores bióticos são favoráveis à presença da espécie; o conjunto M é a área relativa aos movimentos de indivíduos da espécie, ou seja, as regiões geográficas que foram acessíveis à espécie em um determinado intervalo de tempo. Por último, G_0 é a região em que as condições bióticas e abióticas permitem que as espécies mantenham populações, e G_1 é a área onde a espécie poderia ocupar se as atuais restrições de distribuição fossem superadas.

Figura 1 – Diagrama BAM.



Fonte: Peterson *et al.*, 2011.

Para a modelagem de distribuição de espécies, Austin (2002) apresentou uma estrutura, que se divide em três componentes. A primeira é o modelo ecológico referente à teoria ecológica a ser aplicada ou testada. Em seguida, o modelo de dados, que consiste na metodologia de coleta e medição dos dados. E, por fim, o modelo estatístico, que inclui a teoria estatística, os métodos a serem utilizados e a calibração e validação desses. Existem diversas aplicações dos MDEs em diferentes campos da ecologia (PEARSON *et al.*, 2007; PULLIAM, 2000), e por isso escolher quais dados e qual modelo usar é essencial (FRANKLIN; MILLER, 2009).

No ambiente marinho, uma variedade de MDEs estão sendo usados como ferramenta para abordar uma série de objetivos de pesquisa, inclusive para o gerenciamento de espécies invasoras (PAPEŞ; HAVEL; VANDER ZANDEN, 2016). A modelagem da adequabilidade de habitat, combinada com outros métodos, como a análise de conectividade (ESSELMAN; ALLAN, 2011) pode servir como um instrumento para priorizar áreas e conceber estratégias de conservação e gestão (DOMISCH *et al.*, 2015). Ao considerar mecanismos de dispersão natural, pelos quais as espécies aumentam sua distribuição em áreas com condições ambientais favoráveis, estudos utilizando MDEs modelam a adequabilidade de habitats para espécies invasoras aquáticas utilizando principalmente variáveis ambientais (PAPEŞ; HAVEL; VANDER ZANDEN, 2016). No entanto, fatores referentes ao impacto humano têm uma contribuição significativa na introdução e dispersão de espécies invasoras (GALLARDO; ALDRIDGE, 2013; HULME, 2009) e, assim, é essencial considerar as atividades humanas para aprimorar a precisão explicativa e preditiva dos modelos (MENUZ *et al.*, 2015). Nesse sentido, já foram realizados estudos de MDEs que incluíam variáveis antrópicas, como densidade populacional, distância até a cidade mais próxima e distância até o porto mais próximo, para avaliar a capacidade relativa de preditores antrópicos e ambientais em modelar a invasão de espécies aquáticas (RODRÍGUEZ-REY *et al.*, 2019).

Dado o contexto e o caráter de urgência, a ameaça do coral-sol aos ambientes marinhos brasileiros refletiu em ações de cunho governamental. No ano de 2016 foi iniciada uma discussão em âmbito nacional para traçar macro estratégias de combate ao coral-sol, envolvendo ministérios, órgãos ambientais, indústria e especialistas. Esse envolvimento culminou na elaboração do Plano Nacional de Prevenção, Controle e Monitoramento do Coral-Sol, elaborado em março de 2018, sob coordenação do Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. O objetivo específico 3 do plano visa o estabelecimento e implementação de medidas para prevenir a introdução e a dispersão do coral-sol em áreas não afetadas, e inclui a elaboração de mapa detalhado de áreas com invasão estabelecida, áreas sem registro de invasão, e áreas sem informação, o desenvolvimento e aplicação protocolo de análise de risco para mapear as áreas suscetíveis à invasão e a identificação e mapeamento dos vetores e vias de introdução e dispersão do coral-sol na costa brasileira (BRASIL, 2017). Desta maneira, o presente projeto de Trabalho de Conclusão de Curso está em consonância com as ações estabelecidas no Plano Nacional e pode representar uma contribuição significativa aos esforços necessários para controle do coral-sol na costa brasileira.

Levando em conta a falta de estudos realizados modelando a distribuição potencial do coral-sol considerando preditores antrópicos, identificamos a necessidade de inserir preditores relacionados a atividades humanas para a produção de modelos mais realistas. Analisando o possível efeito facilitador de atividades antropogênicas, dispersão e degradação ambiental, levantamos as seguintes hipóteses quanto à distribuição potencial do coral-sol: (i) os modelos combinados de variáveis ambientais e antrópicas apresentarão as melhores performances; (ii) os preditores antrópicos terão maior importância que preditores ambientais nos modelos de distribuição potencial; (iii) unidades de conservação próximas a áreas com alta densidade de atividades antrópicas correm maior risco de invasão.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Modelar a adequabilidade de habitat de *Tubastraea* spp. na costa brasileira avaliando os potenciais riscos de invasão em unidades de conservação para subsidiar as atividades de controle e monitoramento.

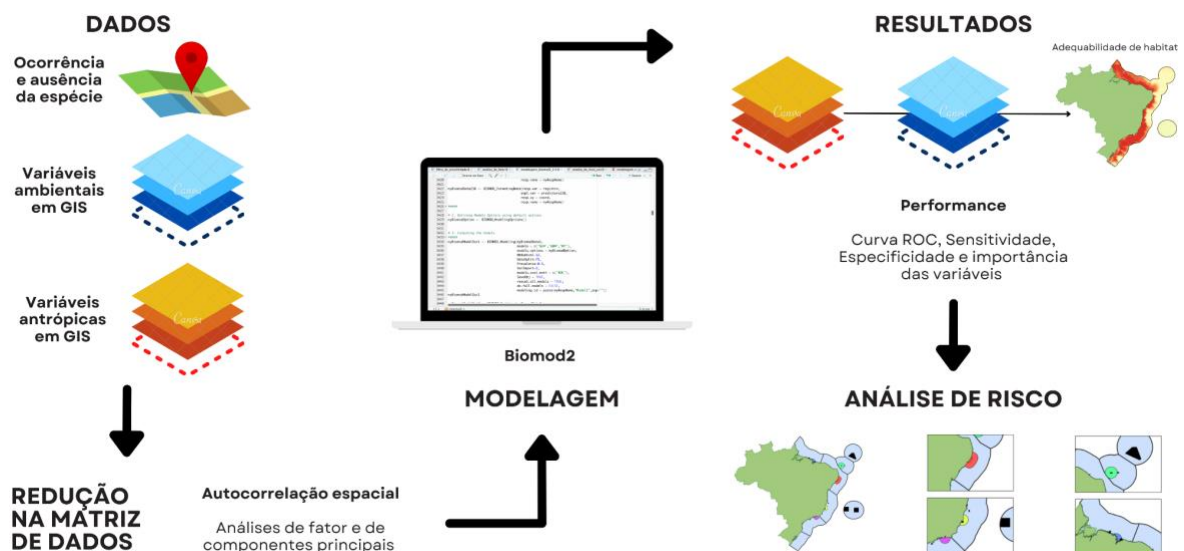
1.1.2 Objetivos Específicos

- a) Ajustar modelos de adequabilidade de habitat para o coral-sol usando preditores ambientais e antrópicos;
- b) Avaliar os diferentes modelos ajustados considerando a qualidade do ajuste e a combinação de variáveis usadas no modelo;
- c) Construir um mapa expressando a escala de risco de invasão do coral-sol derivada do modelo ajustado;
- d) Avaliar o risco de invasão nas ecorregiões marinhas e nas unidades de conservação.

2 METODOLOGIA

A metodologia utilizada para construir os modelos de distribuição de espécies extrapola dados de registros de ocorrência da espécie no espaço e no tempo, e de variáveis ambientais equivalentes a estas regiões (GUISAN; ZIMMERMANN, 2000) geralmente com base em um modelo estatístico, descrevendo a ajuste do habitat para assegurar uma espécie (FRANKLIN; MILLER, 2009). O resultado desses modelos, geralmente é descrito como o nicho realizado (AUSTIN, 2002; GUISAN; THUILLER, 2005; THUILLER *et al.*, 2004), ou seja, o espaço ambiental onde uma espécie realmente ocorre, levando em consideração a disponibilidade de condições ambientais e interações bióticas que afetam sua distribuição (HUTCHINSON, 1957). Assim, quando o nicho realizado descrito pelo modelo estatístico é projetado no espaço geográfico, ele representa a distribuição potencial ou adequabilidade do habitat (ARAÚJO; GUISAN, 2006; SOBERÓN, 2007). E, a partir do mapa gerado, no caso de espécies invasoras, é possível analisar o risco de invasão com vistas ao planejamento de estratégias de controle e monitoramento da espécie (Figura 2). As rotinas para cada etapa da metodologia estão disponíveis e podem ser visualizadas em um repositório do GitHub (<https://millenneohanna.github.io/material-suplementar-tcc/>).

Figura 2 – Fluxograma das etapas de modelagem de adequabilidade de habitat e análise de risco.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

2.1 DADOS DE OCORRÊNCIA E AUSÊNCIA DA ESPÉCIE

Os dados de presença e ausência de *Tubastraea* spp. para o modelo foram extraídos da literatura, através de uma revisão sistemática no Periódicos Capes, nas bases de dados Scopus, Science Direct, Web of Science, Scielo e Scielo Brazil. A busca de dados por meio de uma revisão na literatura assegura a confiabilidade das informações, já que os locais foram validados por especialistas. Foram obtidos 140 artigos, entre os anos de 2001 a 2021, através do filtro de pesquisa “*Tubastraea*” OR “*Tubastrea*” OR “*Tubastraea coccinea*” OR “*Tubastrea coccinea*” AND “Brasil” OR “Brazil” OR “South Atlantic” OR “Atlântico Sul”. Desse total, duas duplicatas foram excluídas e, por fim, 138 artigos foram analisados (Apêndice A). Desses, 83 não tiveram nenhuma informação de localização de ocorrência do coral-sol. Dos 55 artigos que apresentavam alguma informação, foram extraídas 49 localizações de ausência e 335 de ocorrência, sendo 179 ocorrências de *Tubastraea coccinea*, 134 de *Tubastraea tagusensis* e 71 localizações em que a espécie não foi especificada. Além disso, registros de ocorrência do coral-sol foram extraídos do banco de dados Invasives Information Network (i3n - Instituto Hórus) e, registros de ausência foram extraídos da Plataforma Brasileira de Bioinvasão (Bioinvasão Brasil). Após a inserção desses dados, os registros totalizaram 100 localizações de ausência e 426 de ocorrência, sendo 203 registros de *T. coccinea*, 152 de *T. tagusensis* e 71 de *Tubastraea* spp.

A autocorrelação espacial, ou seja, quando os valores das variáveis amostradas em locais próximos não são independentes uns dos outros (TOBLER, 1970), pode levar ao sobreajuste do modelo às condições ambientais associadas a espaços geográficos característicos, e gerar modelos inflados (ARAÚJO; GUIAN, 2006; HIJMANS, 2012). Em outras palavras, amostras dentro do intervalo de autocorrelação espacial em torno de um ponto dos dados adicionam pouca informação independente, mas inflam indevidamente o tamanho da amostra e, portanto, os graus de liberdade dos resíduos do modelo, influenciando assim a inferência estatística (DORMANN *et al.*, 2007), ocasionalmente até invertendo a inclinação das relações da análise não espacial (KÜHN, 2007). Resolvemos essa perturbação através do *filterByProximity* no ambiente R (R CORE TEAM, 2018), que filtra os registros de ocorrência e ausência pela proximidade uns dos outros, respectivamente. Dessa forma, filtramos e excluímos um ponto a cada dois, próximos em até 10 km.

2.2 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

As variáveis ambientais (Apêndice B) utilizadas estão descritas no Quadro 1. A batimetria foi obtida em formato *shapefile* do Serviço Geológico do Brasil (CPRM) e, os dados das demais variáveis ambientais foram extraídos em cobertura global, entre os anos de 2000 a 2014, no formato *raster* do Bio-Oracle (ASSIS *et al.*, 2017; TYBERGHEIN *et al.*, 2012) e recortados utilizando a extensão da Zona Econômica Exclusiva do Brasil, extraída em formato *shapefile* da Marinha do Brasil, no QGIS (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2014). Os preditores utilizados foram concentração de clorofila, atenuação difusa, oxigênio dissolvido, concentração de ferro, concentração de calcita, concentração de nitrato, temperatura da superfície do mar, salinidade e pH. Estes preditores foram anteriormente descritos como as variáveis mais importantes para o desempenho dos modelos de distribuição do coral-sol (CARLOS-JÚNIOR *et al.*, 2014, 2015; DEROUEN *et al.*, 2020; RIUL *et al.*, 2013).

Quadro 1 – Preditores ambientais para modelagem da adequabilidade de habitat do coral-sol.

Variável	Justificativa	Unidade	Fonte de dados
Batimetria	A invasão pode ocorrer desde zonas rasas até zonas mais profundas (~20m), porém em sua área nativa ocorre até 110m.	m	Serviço Geológico do Brasil (https://geosgb.cprm.gov.br/geosgb/downloads.html)
Concentração mínima e máxima de clorofila	Indicador indireto de atividade fotossintética, que é informativo do tipo de comunidade biológica presente. Além disso, os corais são adaptados a condições de águas oligotróficas.	mg m ⁻³	Bio-Oracle
Atenuação difusa mínima e máxima	A luz é exigida pelos corais zooxantelados e recifes em geral.	m ⁻¹	Bio-Oracle
Concentração média de calcita	Indicador de disponibilidade de carbonato de cálcio, que é essencial para a mineralização do esqueleto de coral.	mol m ⁻³	Bio-Oracle

Concentração média de nitrato	É um nutriente limitante e os corais de recife são adaptados a condições de água deficientes em nutrientes.	$\mu\text{mol l}^{-1}$	Bio-Oracle
Temperatura média da superfície do mar	A distribuição coralínea é determinada pela temperatura da superfície do mar.	$^{\circ}\text{C}$	Bio-Oracle
Salinidade	Propriedade físico-química da água do mar, importante para organismos aquáticos. Além disso, corais são sensíveis a grandes faixas na salinidade.	PSS	Bio-Oracle
pH	O pH está relacionado à calcificação de corais.	pH	Bio-Oracle
Velocidade máxima de corrente	As correntes desempenham um papel importante na determinação da estrutura da comunidade, distribuição de sedimentos e transporte de larvas.	m^{-1}	Bio-Oracle
Oxigênio mínimo dissolvido	O oxigênio dissolvido é fundamental para a produtividade, respiração e calcificação de corais.	mol m^{-3}	Bio-Oracle
Concentração mínima de Ferro	É um nutriente importante para a produtividade primária e ciclos biogeoquímicos.	$\mu\text{mol m}^{-3}$	Bio-Oracle

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

2.3 VARIÁVEIS ANTRÓPICAS

Os preditores antrópicos (Apêndice B) utilizados estão descritos no Quadro 2. Os preditores de mudanças climáticas e atividade antrópica costeira já foram produzidos por HALPERN *et al.* (2015). Os mapas de campos de produção e poços de extração de óleo e gás também já foram produzidos, e foram extraídos da Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) no formato *shapefile*. Os dados de localização de portos, bóias e naufrágios foram extraídos da Agência Nacional de Transportes Aquaviários (ANTAq), do Programa Nacional de Bóias (PNBoias) e da plataforma Naufrágios do Brasil e, a partir dos

dados de coordenadas, foram produzidos mapas no formato *shapefile* no software QGIS (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2014).

Todas as camadas foram reprojetadas para o Sistema de Referência de Coordenadas WGS 84 e reamostradas para o tamanho de 0,83 px, usando como referência as camadas *raster* extraídas do Bio-Oracle (ASSIS *et al.*, 2017; TYBERGHEIN *et al.*, 2012). A camada de atividade antrópica costeira foi reclassificada para um *raster* binário com a linha de corte em 32,5 do índice de proximidade de luz, e as demais camadas de extração de óleo e gás, portos e bóias, e naufrágios foram rasterizadas. E então, gerou-se um mapa *raster* contendo distâncias para as feições mais próximas a partir da função *r.grow.distance* (GRASS DEVELOPMENT TEAM, 2017) no software QGIS (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2014).

Quadro 2 – Preditores antrópicos para modelagem da adequabilidade de habitat do coral-sol.

Variável	Justificativa	Modelo de Dados e Atributos	Fonte do conjunto de dados
Atividade antrópica costeira	Relação de impacto antrópico com invasão de espécies.	Distância relativa de cada célula raster (centróide) a uma fonte de luz noturna (com base na métrica índice de proximidade de luz) com base em imagens de satélite noturno	Halpern, B. et al., 2015 (https://knb.ecoinformatics.org/view/doi%3A10.5063%2FF19Z92TW)
Extração de óleo e gás	Ocorrência de coral-sol em plataformas e monobóias ligadas à indústria de gás e petróleo.	Conjunto de dados vetoriais de localizações espaciais de poços e campos de produção de óleo e gás (N = 17.159)	Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (http://geo.anp.gov.br/mapview) Halpern, B. et al., 2015 (https://knb.ecoinformatics.org/view/doi%3A10.5063%2FF19Z92TW)
Portos e bóias	Ocorrência de coral-sol em locais próximos a ancoragem de plataformas, monobóias e navios de perfuração.	Conjunto de dados vetoriais de localizações espaciais de portos e bóias (N = 180)	Agência Nacional de Transportes Aquaviários (http://web.antaq.gov.br/portal/v3/localizaportos.asp) Programa Nacional de Bóias

			(http://www.goosbrasil.org/pnboia/dados/)
Naufrações	Coral-sol é generalista em termos de utilização de substratos com habilidade de recrutar em diversos substratos naturais e/ou artificiais.	Conjunto de dados vetoriais de localizações espaciais de naufrágios (N = 118)	Naufrações do Brasil (https://www.naufraçiosdobrasil.com.br)
Mudanças climáticas	Mudanças climáticas podem ser uma vulnerabilidade para invasão de espécies, uma vez que alteram habitats e ecossistemas, por exemplo, o branqueamento de corais zooxantelados nativos em decorrência da acidificação do oceano pode facilitar o assentamento do coral-sol no local.	Acidificação do oceano: diferença na distribuição global do estado de saturação de aragonita do oceano nos tempos pré-industrial (~ 1870) e nos tempos modernos (2000-2009) Radiação UV: o número de vezes entre 2000 e 2004 que a média mensal excedeu a média climatológica +1 desvio padrão dentro de todo o conjunto de dados	Halpern, B. et al., 2015 (https://knb.ecoinformatics.org/view/doi%3A10.5063%2FF19Z92TW)

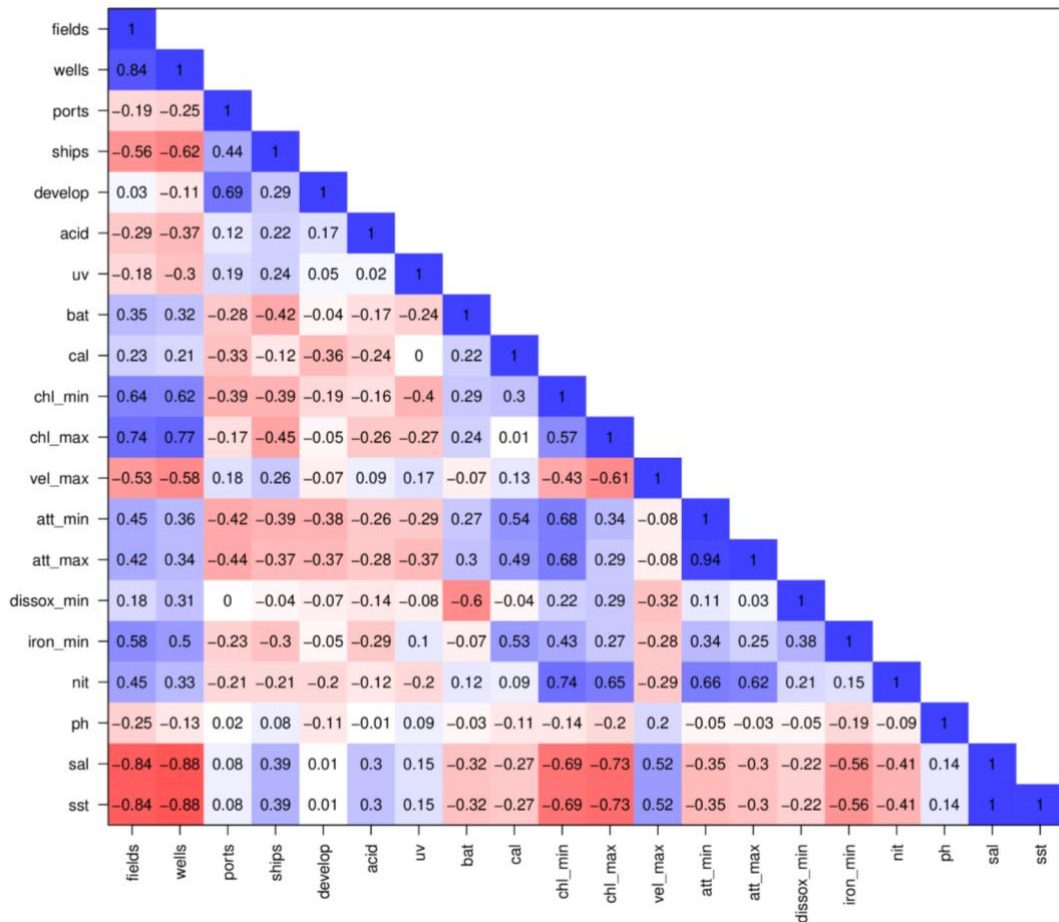
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

2.4 REDUÇÃO NA MATRIZ DE DADOS

Assim como para dados de ocorrência e ausência, os modelos parametrizados em excesso, devido a inclusão de muitas variáveis ambientais, por exemplo, podem causar sobreajuste do modelo. E, dessa forma, selecionar os principais preditores nos quais explorar a adequabilidade de habitat das espécies, ou pelo menos estar totalmente ciente do superajuste, é uma etapa de grande importância na concepção do modelo (PETERSON *et al.*, 2011), e existem diferentes critérios biológicos ou estatísticos usados para selecionar o melhor conjunto de variáveis.

Assim, para reduzir a matriz de dados de forma a evitar o sobreajuste do modelo, primeiramente, foram examinadas as correlações entre todas as variáveis através das funções *pairs.panels* e *corPlot* (Figura 3; Apêndice C).

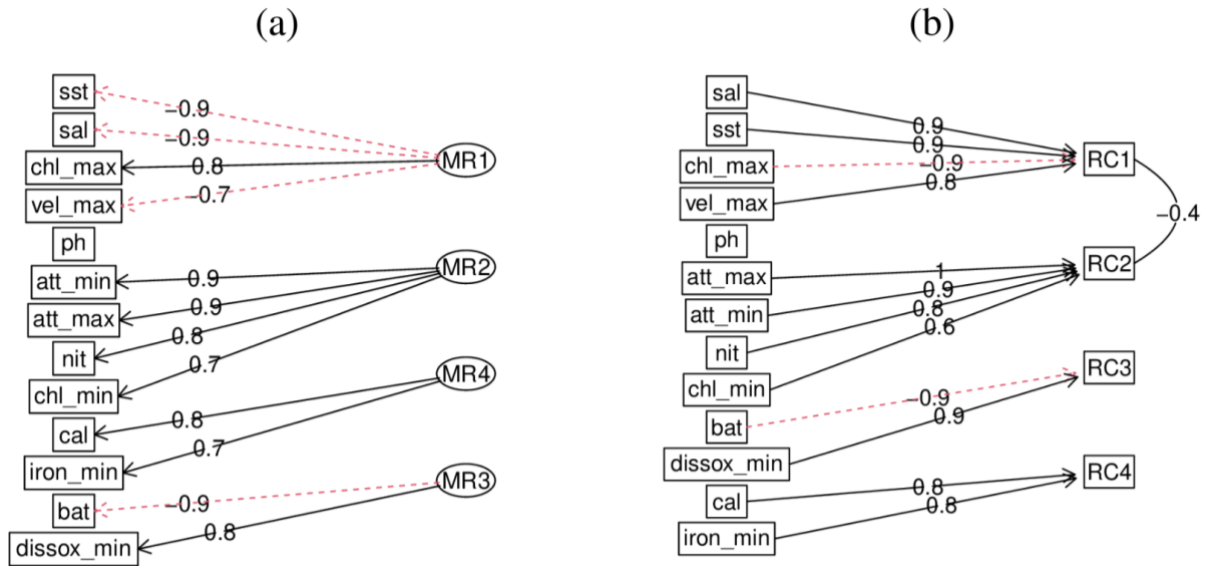
Figura 3 – Matriz de correlação de Pearson entre todas as variáveis. Na figura, Fields: Extração de óleo e gás (campos); Wells: Extração de óleo e gás (poços); Ports: Portos e bóias; Ships: Naufrágios; Develop: Atividade antrópica costeira; Acid: Mudanças climáticas (acidificação do oceano); UV: Mudanças climáticas (radiação UV); Bat: Batimetria; Cal: Concentração média de calcita; Chl_min: Concentração mínima de clorofila; Chl_max: Concentração máxima de clorofila; Vel_max: Velocidade máxima de corrente; Att_min: Atenuação difusa mínima; Att_max: Atenuação difusa máxima; Dissox_min: Oxigênio dissolvido mínimo; Iron: Concentração mínima de ferro; Nit: Concentração média de nitrato; Sal: Salinidade; e SST: Temperatura média da superfície do mar. Quanto mais azul, a correlação é mais próxima de 1; quanto mais vermelho, a correlação é mais próxima de -1.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

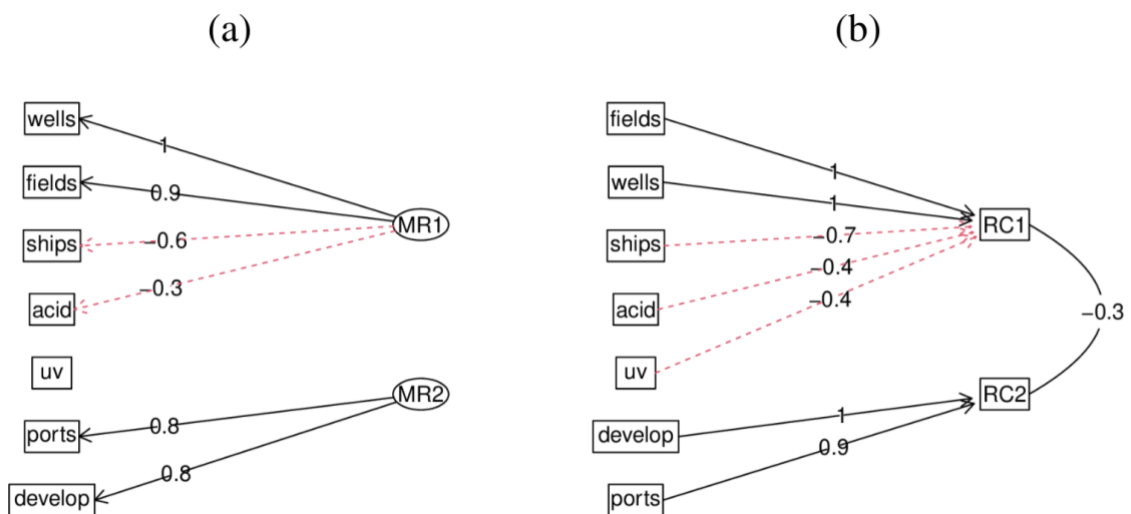
Em seguida, aplicamos a técnica de fatores paralelos, através da função *fa.parallel*, e o teste de adequação *Very Simple Structure* (VSS, REVELLE; ROCKLIN, 1979), através da função *vss*, para determinar o número ideal de domínios a serem extraídos do grupo de preditores ambientais e antrópicos. Por fim, foi empregado as análises de fator (FA) (Figuras 4a e 5a) e de componentes principais (PCA) (Figuras 4b e 5b) para quatro domínios para variáveis ambientais, e dois domínios para variáveis antrópicas.

Figura 4 – Análises de fator e de componentes principais para variáveis ambientais. Nas figuras, (a) análise de fator; e (b) análise de componentes principais; SST: Temperatura média da superfície do mar; Sal: Salinidade; Chl_max: Concentração máxima de clorofila; Vel_max: Velocidade máxima de corrente; Att_min: Atenuação difusa mínima; Att_max: Atenuação difusa máxima; Nit: Concentração média de nitrato; Chl_min: Concentração mínima de clorofila; Cal: Concentração média de calcita; Iron: Concentração mínima de ferro; Bat: Batimetria; e Dissox_min: Oxigênio dissolvido mínimo.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 5 – Análises de fator e de componentes principais para variáveis antrópicas. Nas figuras, (a) análise de fator; e (b) análise de componentes principais; Wells: Extração de óleo e gás (poços); Fields: Extração de óleo e gás (campos); Ships: Naufrágios; Acid: Mudanças climáticas (acidificação do oceano); UV: Mudanças climáticas (radiação UV); Ports: Portos e bóias; e Develop: Atividade antrópica costeira.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Todas as funções utilizadas integram o pacote *psych* (REVELLE; CONDON, 2019) e foram executadas no ambiente R (R CORE TEAM, 2018).

2.5 MODELAGEM DE ADEQUABILIDADE DE HABITAT

Levando em conta a classificação das variáveis nos domínios após as análises FA e PCA, foram ajustados 238 modelos de adequabilidade de habitat para o coral-sol a partir de combinações entre os preditores (Apêndice D) em três cenários: (i) variáveis ambientais, (ii) variáveis antrópicas e (iii) variáveis ambientais e antrópicas. Para cada modelo, a distribuição foi analisada utilizando três metodologias de MDEs: *Generalized Linear Models* (GLM, MCCULLAGH *et al.*, 1989) *Generalized Boosted Models* (GBM, RIDGEWAY, 2007) e *Random Forests* (RF, CUTLER *et al.*, 2007) através do pacote *biomod2* (THUILLER *et al.*, 2016). Foram selecionados 75% dos dados de ocorrência e ausência para treino e os 25% restantes para teste e, cada modelo foi rodado doze vezes para cada método.

A performance dos modelos foi avaliada usando os valores da *Receiver Operating Characteristic Curve* (curva ROC), da sensibilidade e da especificidade. A curva ROC é uma ferramenta fundamental para avaliação de testes de diagnóstico que demonstra a capacidade de diagnóstico de classificadores binários. (GRZYBOWSKI; YOUNGER, 1997). Por fim, foi gerado o mapa de risco de invasão do coral-sol a partir de um agrupamento dos modelos que apresentaram as melhores performances, para isso foi utilizado o ROC de 0,7 como valor de *threshold*. A importância de cada variável nos modelos foi avaliada usando a função *get_variables_importance*, também no pacote *biomod2* (THUILLER *et al.*, 2016), assim como as projeções dos modelos.

2.6 ANÁLISE DE RISCO DE INVASÃO DE TUBASTRAEA SPP.

Neste trabalho, consideramos risco de invasão como o valor da adequabilidade de habitat de *Tubastraea* spp., ou seja, a probabilidade de ocorrência da espécie, levando em consideração a disponibilidade de condições ambientais e antrópicas que afetam sua distribuição. Para obter o valor de risco nas ecorregiões marinhas e nas unidades de conservação, propusemos os cálculos especificados abaixo.

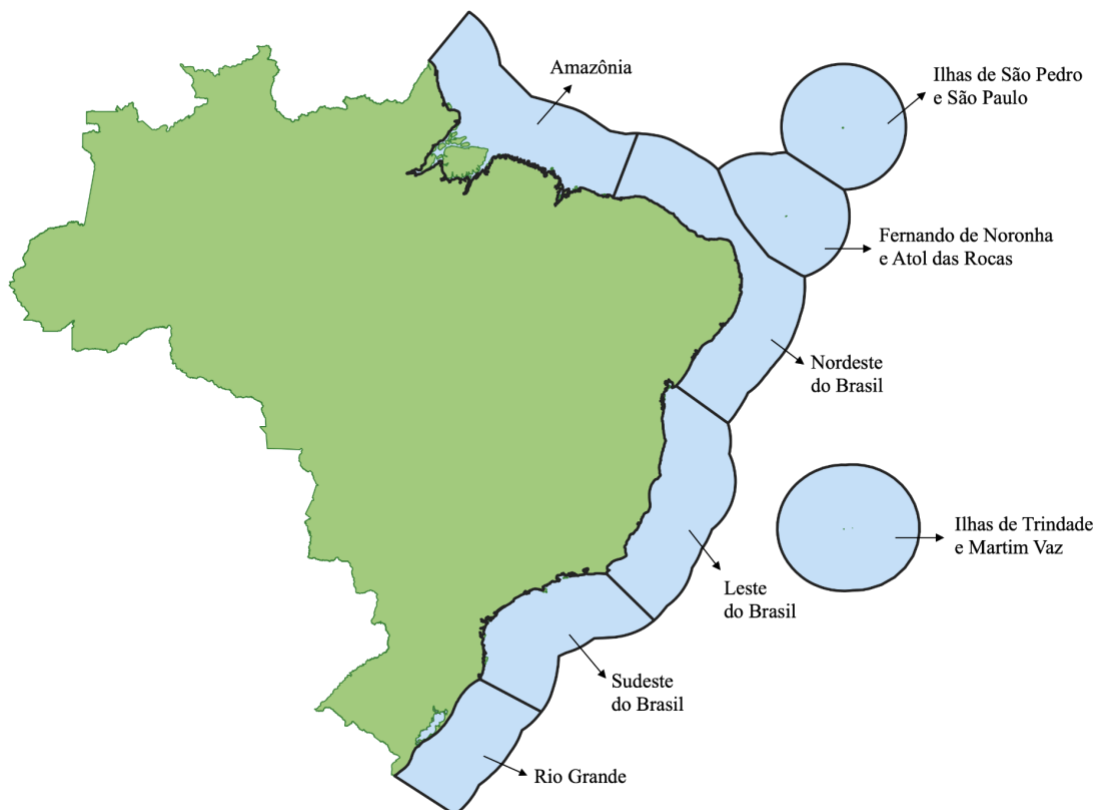
Para as ecorregiões marinhas brasileiras, somamos os valores da adequabilidade do coral-sol para cada *pixel* em cada uma das oito ecorregiões dentro da extensão da ZEE (Figura

6; sensu SPALDING *et al.*, 2007), e multiplicamos pela área de cada ecorregião em relação à área total:

$$R = \sum M \cdot \left(\frac{a_e}{A}\right)$$

onde M é o valor da adequabilidade de *Tubastraea* spp. para cada pixel, n é o número de pixels, a_e é a área de cada ecorregião e A é a área total da Zona Econômica Exclusiva brasileira.

Figura 6 – Ecorregiões marinhas brasileiras com limites dentro da Zona Econômica Exclusiva brasileira.



Fonte: Adaptado de SPALDING *et al.*, 2007.

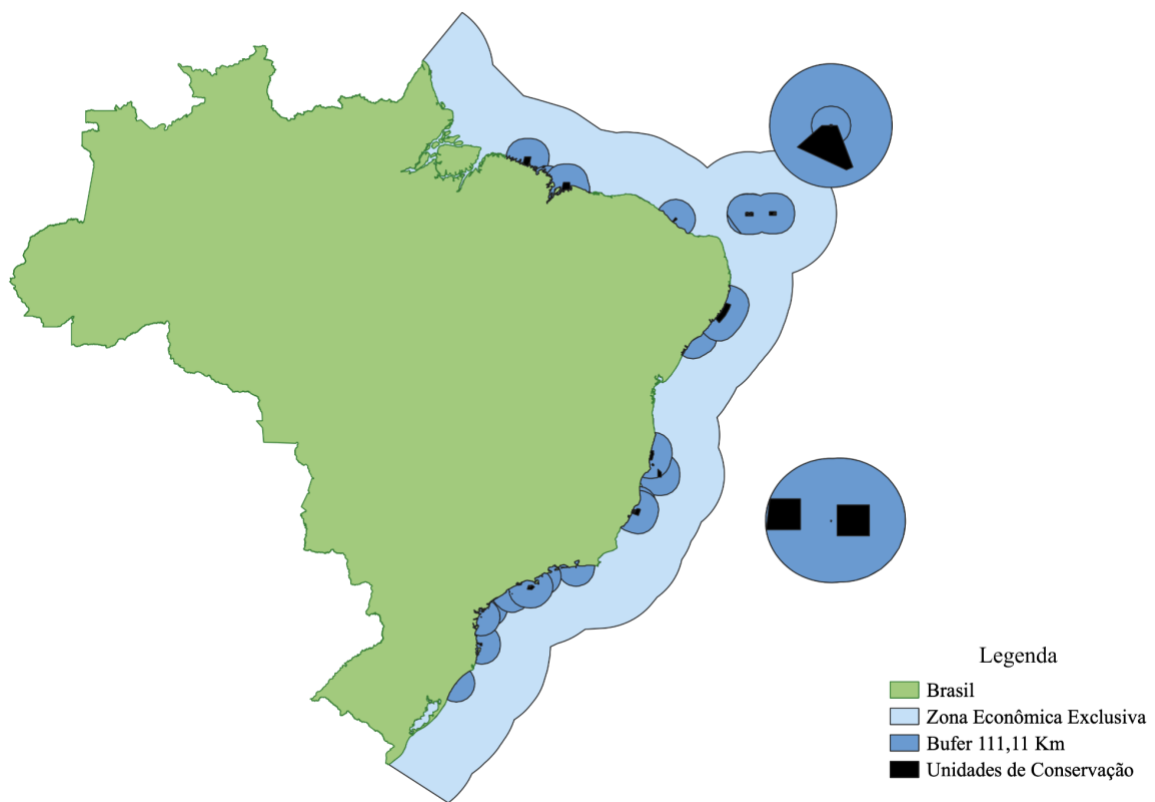
Da mesma forma, para obter o valor de risco em cada unidade de conservação (Figura 7; ICMBIO, 2020), fez-se o cálculo para um *buffer* de 111,11 Km de cada UC, a partir dos valores da adequabilidade do coral-sol para cada pixel. Esse tamanho de *buffer* foi escolhido por conta do tamanho dos pixels, aproximadamente 10 Km. Em seguida, o resultado obtido foi multiplicado pelo nível de proteção da unidade de conservação, valor atribuído com base nas categorias estabelecidas pelo SNUC em uma escala de 0 a 1 (Quadro 3; BRASIL, 2000). Considerou-se que, UCs de categorias mais baixas possuem nível de proteção menor e, portanto, maior risco de invasão:

$$R = \left(\sum M \cdot \left(\frac{a_{uc}}{A} \right) \right) \cdot N$$

onde M é o valor da adequabilidade de *Tubastraea* spp. para cada pixel, a_{uc} é a área de cada UC, A é a área total de unidades de conservação e N é o nível de proteção da UC.

Finalmente, os valores de risco calculados, tanto para as ecorregiões quanto para as unidades de conservação, foram reclassificados para uma escala de 0 a 100.

Figura 7 – Unidades de Conservação marinhas brasileiras com limites dentro da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Na figura, as unidades de conservação estão representadas por polígonos pretos, e os círculos azul escuro são as áreas do entorno de cada UC com raio de 111,11 Km.



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Quadro 3 – Nível de proteção das unidades de conservação de acordo com as categorias definidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação.

Tipo	Categoria	Nível de proteção	Descrição
Proteção integral	Estação ecológica	0,0833	De posse e domínio público, servem à preservação da natureza e à realização de pesquisas científicas. A visitação pública é proibida, exceto com objetivo educacional. Pesquisas científicas dependem de autorização prévia do órgão responsável.
	Reserva biológica	0,1666	Visam a preservação integral da biota e demais atributos naturais existentes em seus limites, sem interferência humana direta ou modificações ambientais, excetuando-se as medidas de recuperação de seus ecossistemas alterados e as ações de manejo necessárias para recuperar e preservar o equilíbrio natural, a diversidade biológica e os processos ecológicos.
	Parque nacional	0,2499	Tem como objetivo básico a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico.
	Monumento natural	0,3332	Objetivam a preservação de sítios naturais raros, singulares ou de grande beleza cênica.
	Refúgio de vida silvestre	0,4165	Sua finalidade é a proteção de ambientes naturais que asseguram condições para a existência ou reprodução de espécies ou comunidades da flora local e da fauna residente ou migratória.

Uso sustentável	Área de proteção ambiental	0,4998	São áreas geralmente extensas, com um certo grau de ocupação humana, dotadas de atributos abióticos, bióticos, estéticos ou culturais especialmente importantes para a qualidade de vida e o bem-estar das populações humanas, e tem como objetivos básicos proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais.
	Área de relevante interesse ecológico	0,5831	Geralmente de pequena extensão, são áreas com pouca ou nenhuma ocupação humana, exibindo características naturais extraordinárias ou que abrigam exemplares raros da biota regional, tendo como objetivo manter os ecossistemas naturais de importância regional ou local e regular o uso admissível dessas áreas, de modo a compatibilizá-lo com os objetivos de conservação da natureza.
	Floresta nacional	0,664	É uma área com cobertura florestal de espécies predominantemente nativas e tem como objetivo básico o uso múltiplo sustentável dos recursos florestais e a pesquisa científica, com ênfase em métodos para exploração sustentável de florestas nativas.
	Reserva de fauna	0,7497	É uma área natural com populações animais de espécies nativas, terrestres ou aquáticas, residentes ou migratórias, adequadas para estudos técnico-científicos sobre o manejo econômico sustentável de recursos faunísticos.
	Reserva particular do patrimônio natural	0,8330	De posse privada, gravada com perpetuidade, objetivando conservar a diversidade biológica.

Uso sustentável	Reserva extrativista	0,9163	Utilizadas por populações locais, cuja subsistência baseia-se no extrativismo e, complementarmente, na agricultura de subsistência e na criação de animais de pequeno porte, áreas dessa categoria tem como objetivos básicos proteger os meios de vida e a cultura dessas populações, e assegurar o uso sustentável dos recursos naturais da unidade.
	Reserva de desenvolvimento sustentável	1,0000	São áreas naturais que abrigam populações tradicionais, cuja existência baseia-se em sistemas sustentáveis de exploração dos recursos naturais, desenvolvidos ao longo de gerações, adaptados às condições ecológicas locais, que desempenham um papel fundamental na proteção da natureza e na manutenção da diversidade biológica.

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

3 RESULTADOS

Os modelos que apresentaram as melhores performances de acordo com os valores da curva ROC, da Sensitividade e da Especificidade foram os modelos 191, 195, 219 e 236, o que corrobora a hipótese de que a melhor performance de modelo seria atingida no cenário de combinação entre variáveis ambientais e antrópicas (Tabela 1).

Tabela 1 – Ajuste de variáveis dos melhores modelos. Na tabela, Bat: Batimetria; Chl: Concentração máxima de clorofila; Cal: Concentração média de calcita; Nit: Concentração média de nitrato; SST: Temperatura média da superfície do mar; Iron: Concentração mínima de ferro; Wells: Extração de óleo e gás (poços); Ports: Portos e bóias; Ships: Naufrágios; Acid: Mudanças climáticas (acidificação do oceano); e UV: Mudanças climáticas (radiação UV).

Modelos ajustados	Variáveis
191	Bat, Chl, SST, Iron, Wells, Ports, Ships e UV
195	Cal, SST, pH, Wells, Ports e UV
219	Chl, Nit, SST, Wells, Ports, Ships e Acid
236	Bat, Chl, SST, Iron, Wells, Ports e Acid

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

O modelo 236 apresentou os melhores valores médios da curva ROC para os métodos GLM e GBM, 0,880 e 0,803 respectivamente, e o modelo 191 apresentou o melhor resultado para RF, 0,780. Já para Sensitividade, entre os melhores modelos, o 219 apresentou o valor médio mais alto, 80,56, para GLM, e o modelo 236 apresentou o melhor valor para GBM, 75, e empatou com o 195 para RF, com 68,75. Finalmente, para Especificidade, os modelos 191 e 219 apresentaram resultados mais altos para GLM, com média 100, e os modelos 195 e 219 apresentaram os melhores valores para GBM e RF, 97,22 (Tabela 2).

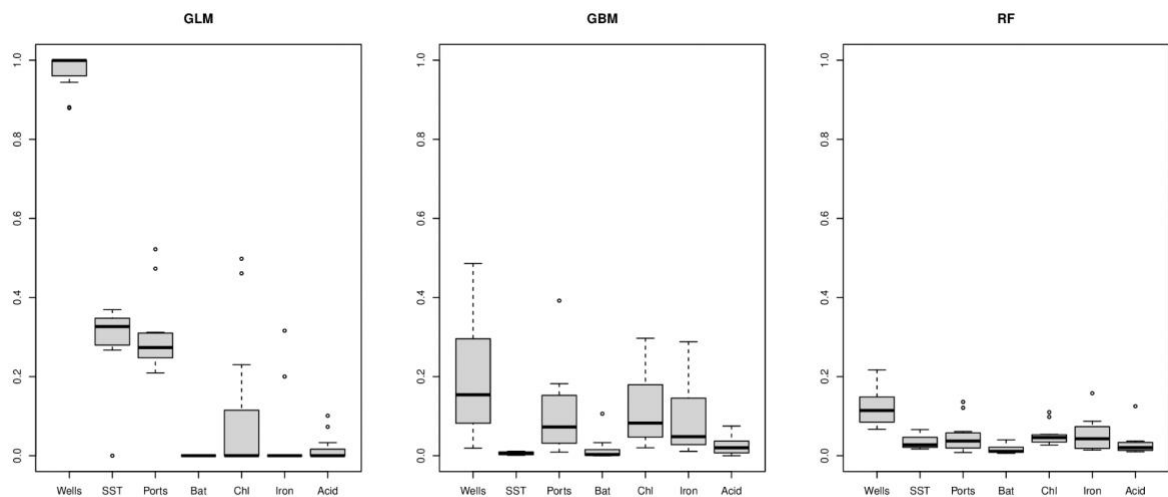
Tabela 2 – Valores médios de ROC, Sensitividade e Especificidade para os melhores modelos.

Modelos ajustados	ROC			Sensitividade			Especificidade		
	GLM	GBM	RF	GLM	GBM	RF	GLM	GBM	RF
191	0,876	0,743	0,699	76,39	63,19	61,81	100,00	94,45	91,67
195	0,844	0,788	0,780	76,39	69,44	68,75	97,22	97,22	97,22
219	0,878	0,784	0,681	80,56	66,67	57,64	100,00	97,22	97,22
236	0,880	0,803	0,765	78,47	75,00	68,75	97,22	94,45	94,45

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Para o modelo 236, que em geral apresentou as melhores performances, a variável mais importante foi a extração de óleo e gás para todas as metodologias, o que confirma a hipótese de que os preditores antrópicos teriam maior importância que os preditores ambientais nos modelos de distribuição potencial (Figura 8; Apêndice E). O segundo preditor mais importante foi a distância para portos e bóias para GLM, concentração máxima de clorofila para GBM e concentração mínima de ferro para RF.

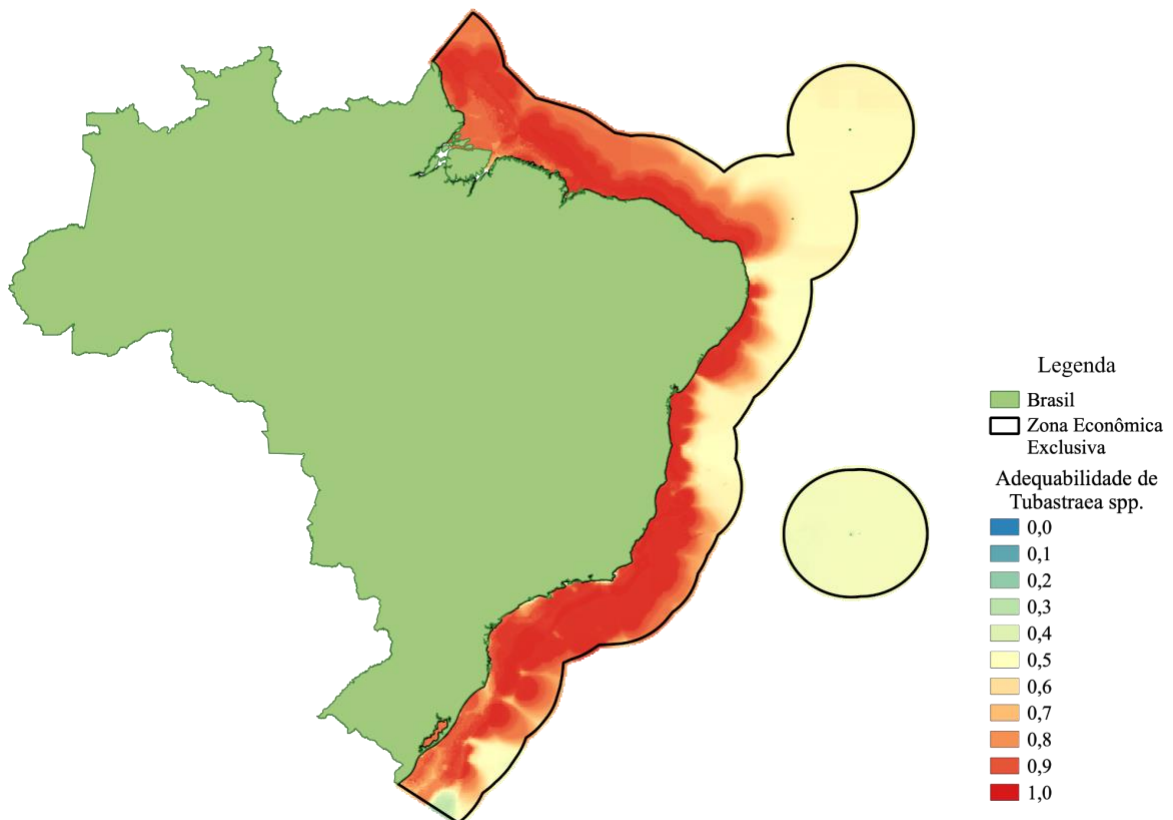
Figura 8 – Importância das variáveis do modelo 236 para (a) GLM; (b) GBM; (c) RF. Na figura, Wells: Extração de óleo e gás (poços); SST: Temperatura média da superfície do mar; Ports: Portos e bóias; Bat: Batimetria; Chl: Concentração máxima de clorofila; Iron: Concentração mínima de ferro; e Acid: Mudanças climáticas (acidificação do oceano).



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

O mapa expressando a adequabilidade de habitat de *Tubastraea* spp. foi construído a partir do agrupamento das melhores performances do modelo 236 (Figura 9). Esse modelo agrupado apresentou valores da curva ROC, Sensitividade e Especificidade de 0,957, 81,25 e 100, respectivamente, o que indica a alta acurácia nos mapas preditivos gerados, demonstrando a confiabilidade dos modelos.

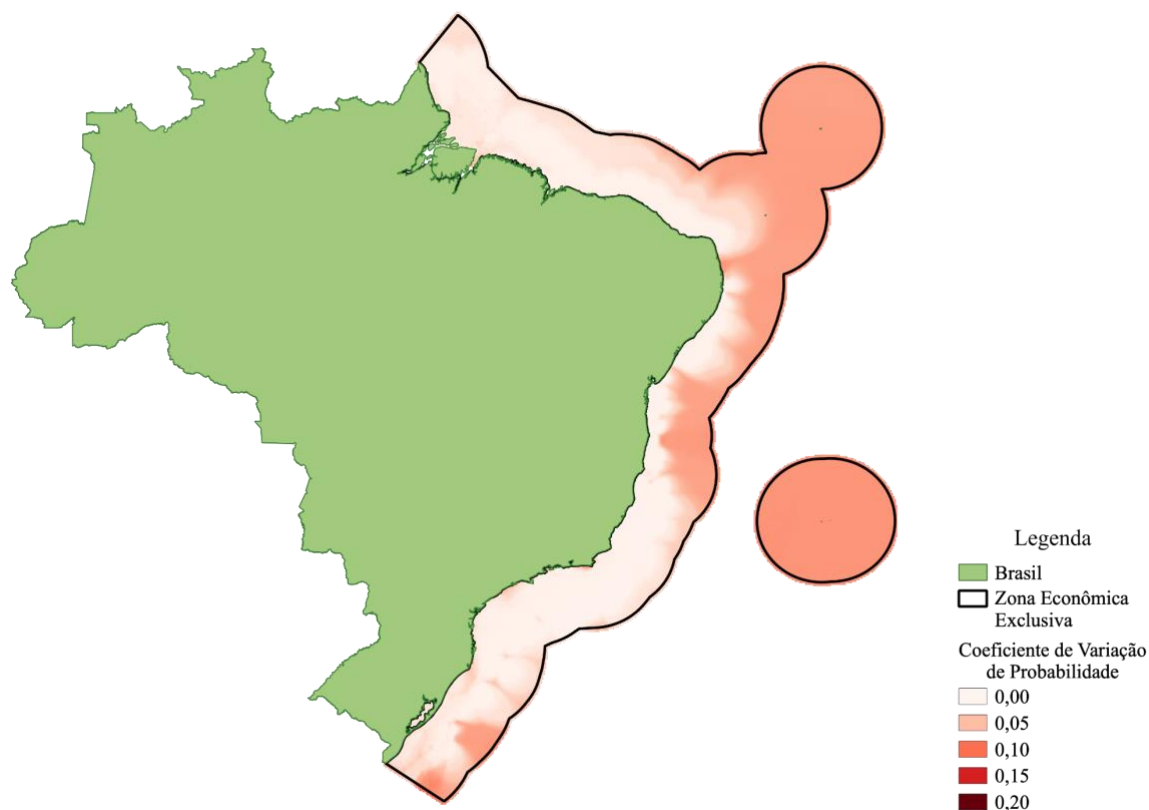
Figura 9 – Mapa de adequabilidade de habitat do coral-sol (*Tubastraea* spp.) com limites dentro da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Na figura, os valores de adequabilidade variam entre 0, representado pela cor azul, e 1, representado pela cor vermelha.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

O modelo de conjunto correspondente ao coeficiente de variação das probabilidades sobre os modelos selecionados (CV; Figura 10), calculado pelo desvio padrão dividido pela média, apresentou valores entre zero e 0,15, o que atesta a acurácia dos modelos. Este modelo não é dimensionado, o coeficiente de variação de probabilidade é uma medida de incerteza e não uma medida de probabilidade de ocorrência. Se o CV obtiver uma pontuação próxima de 1 na avaliação, significa que a incerteza é alta onde a espécie é observada. Quanto menor a pontuação, ou seja, quanto mais próximas de zero, melhores são os modelos.

Figura 10 – Mapa do coeficiente de variação estimado entre as previsões de adequabilidade do coral-sol (*Tubastraea* spp.) com limites dentro da Zona Econômica Exclusiva brasileira.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

A ecorregião que apresenta o maior risco de invasão do coral-sol é a Amazônia, seguida pela Nordeste do Brasil, Leste do Brasil e Sudeste do Brasil. As que apresentam os menores riscos de invasão são Rio Grande, Fernando de Noronha e Atol das Rocas, as Ilhas de São Pedro e São Paulo, e as Ilhas de Trindade e Martim Vaz (Tabela 3).

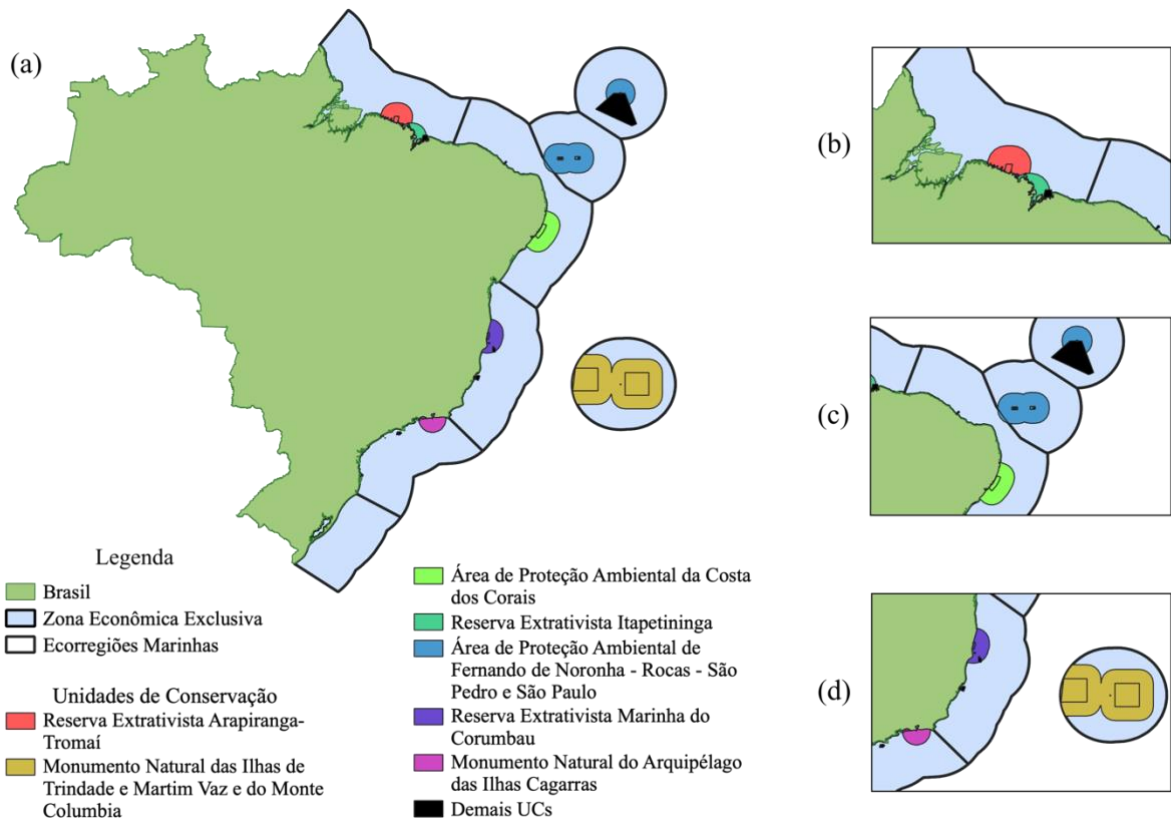
Tabela 3 – Análise de risco de invasão do coral-sol nas ecorregiões marinhas brasileiras.

Ecorregião	Risco
Amazônia	99,935
Nordeste do Brasil	99,834
Leste do Brasil	64,859
Sudeste do Brasil	48,330
Ilhas de Trindade e Martim Vaz	34,168
Ilhas de São Pedro e São Paulo	27,391
Fernando de Noronha e Atol das Rocas	25,171
Rio Grande	20,793

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Dentre as unidades de conservação com maiores riscos de invasão de *Tubastraea* spp. estão as Reservas Extrativistas Arapiranga-Tromaí, Itapetininga e Corumbau, os Monumento Naturais das Ilhas de Trindade e Martim Vaz, e do Arquipélago das Ilhas Cagarras, e as Áreas de Proteção Ambiental da Costa dos Corais e de Fernando de Noronha – Rocas – São Pedro e São Paulo (Figura 11; Tabela 4).

Figura 11 – Unidades de conservação marinhas brasileiras que apresentam maiores riscos de invasão de *Tubastraea* spp. Na figura, (a) mapa do Brasil com destaque para as unidades de conservação com altos riscos de invasão do coral-sol; (b) recorte da região onde está localizada a Reserva Extrativista Arapiranga-Tromaí, em vermelho, e a Reserva Extrativista Itapetininga, em verde-escuro; (c) recorte da região onde estão localizadas a Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha – Rocas – São Pedro e São Paulo, em azul, e a Área de Proteção Ambiental da Costa dos Corais, em verde-claro; (d) recorte da região onde está localizada a Reserva Extrativista Marinha do Corumbau, em roxo, o Monumento Natural do Arquipélago das Ilhas Cagarras, em rosa, e o Monumento Natural das Ilhas de Trindade e Martim Vaz e do Monte Columbia, em amarelo.



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Tabela 4 – Análise de risco de invasão do coral-sol nas unidades de conservação marinhas brasileiras.

Unidade de Conservação	Área (Ha)	Risco
Reserva Extrativista Arapiranga-Tromaí	186909,14	99,403
Monumento Natural das Ilhas de Trindade e Martim Vaz e do Monte Columbia	6769671,75	31,222
Área de Proteção Ambiental da Costa dos Corais	405899,98	23,788
Área de Proteção Ambiental das Ilhas de Trindade e Martim Vaz	40385419,58	16,048
Reserva Extrativista Itapetininga	16294,17	10,355
Área de Proteção Ambiental do Arquipélago de São Pedro e São Paulo	38450193,81	8,293
Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha - Rocas - São Pedro e São Paulo	154405,81	5,385
Reserva Extrativista Marinha do Corumbau	89996,76	4,512
Monumento Natural do Arquipélago das Ilhas Cagarras	105,93	4,022
Monumento Natural do Arquipélago de São Pedro e São Paulo	4726317,83	3,444
Reserva Biológica de Comboios	784,64	3,393
Refúgio de Vida Silvestre do Arquipélago de Alcatrazes	67479,29	3,071
Reserva Biológica do Atol das Rocas	35187,01	2,880
Área de Relevante Interesse Ecológico Ilhas da Queimada Pequena e Queimada Grande	65,17	2,768
Área de Proteção Ambiental Costa das Algas	115001,92	2,477
Reserva Extrativista Prainha do Canto Verde	29805,48	2,272

Refúgio de Vida Silvestre da Ilha dos Lobos	142,38	1,886
Reserva Extrativista da Baía do Tubarão	223888,97	1,832
Reserva Biológica de Santa Isabel	4109,88	1,655
Refúgio de Vida Silvestre Santa Cruz	17749,99	1,418
Reserva Biológica Marinha do Arvoredo	17104,59	1,045
Parque Nacional Marinho das Ilhas dos Currais	1359,70	0,955
Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha	10932,56	0,749
Estação Ecológica dos Tupiniquins	1727,71	0,544
Estação Ecológica Tupinambás	2463,61	0,385
Parque Nacional Marinho dos Abrolhos	87943,13	0,001

Fonte: Elaborado pela autora (2022).

4 DISCUSSÃO

O modelo final agrupado apresentou uma alta performance em prever a ocorrência do coral-sol, corroborando a hipótese de que os modelos combinados de variáveis ambientais e antrópicas apresentariam as melhores performances. Da mesma forma, a proposição de que os preditores antrópicos teriam maior importância que os preditores ambientais nos modelos de distribuição potencial também foi confirmada. E por fim, os resultados ainda indicam que as unidades de conservação próximas a áreas com alta densidade de atividades antrópicas correm maior risco de invasão do coral-sol.

Em contraste com outros estudos já realizados de modelagem de distribuição do coral-sol na costa brasileira (CARLOS-JÚNIOR *et al.*, 2014, 2015; RIUL *et al.*, 2013), o presente trabalho incluiu preditores antrópicos importantes para o assentamento e dispersão das espécies, e os resultados mostram que tanto as variáveis ambientais quanto as antrópicas devem ser incluídas nos modelos que visam compreender e prever a distribuição de *Tubastraea* spp. Além disso, apesar de modelos que usam apenas preditores ambientais serem úteis para delimitar regiões adequadas onde as espécies são potencialmente capazes de se espalhar sem influência humana (SOBERÓN, 2007), estudos sugerem que, para fins de manejo, é essencial a inclusão de preditores antrópicos na modelagem de distribuição de espécies (BELLARD *et al.*, 2016; GALLARDO *et al.*, 2015). De fato, na prática, muitos planos de manejo e conservação baseiam-se em modelos que preveem distribuições de espécies a partir apenas de variáveis ambientais (SINCLAIR *et al.*, 2010). Entretanto, de acordo com os resultados do presente estudo, isso pode resultar em direcionamento menos eficaz de esforços e recursos para o monitoramento, manejo e controle de *Tubastraea* spp.

Nesse sentido, as estruturas de extração da indústria de óleo e gás, variáveis mais importantes para o modelo, são habitats propícios e vetores importantes para a dispersão dos corais do gênero *Tubastraea* spp. no Brasil (COSTA *et al.*, 2014; CASTRO *et al.*, 2017; CREED *et al.*, 2017), e em outras regiões do mundo (FENNER, 2001; FRIEDLANDER *et al.*, 2014). Efetivamente, Silva *et al.* (2014) apontaram a plataforma P-27, ligada a essa indústria, como responsável pela primeira introdução de coral-sol na costa brasileira. E, considerando o tamanho das amostras retiradas da P-27 em 2014 e as taxas de crescimento de *T. coccinea* no litoral do Brasil (DE PAULA, 2007), as maiores colônias foram estimadas com mais que 30 anos, datando de pelo menos 15 anos antes da chegada da plataforma no Brasil, o que evidencia o sucesso de assentamento e de permanência da espécie nesse tipo de substrato. Além disso,

outras introduções de *Tubastraea* spp. na costa brasileira estão associadas a plataformas da indústria de óleo e gás, como a invasão nos estados de Santa Catarina (Ilha do Arvoredo), São Paulo (Ilhabela, Alcatrazes, Laje de Santos), Bahia (Baía de Todos os Santos) e Espírito Santo (COSTA *et al.*, 2014; CREED *et al.*, 2017). A variável de extração de óleo e gás é especialmente relevante visto as recentes Rodadas de Licitações para Exploração e Produção de Petróleo e Gás Natural, realizadas pela ANP. Somente em 2021, foram ofertados pelo menos 92 blocos com risco exploratório e, para 2022 já existem rodadas em planejamento, inclusive para áreas do pré-sal (ANP, 2021). Dessa forma, os resultados do presente trabalho demonstram e ratificam a importância dessa variável para o modelo de adequabilidade do coral-sol e a necessidade de monitorar áreas próximas a essas estruturas.

A distribuição potencial prevista de *Tubastraea* spp. indica uma grande área de habitat adequado disponível para invasão ao longo de toda a costa brasileira. Áreas já invadidas por esse coral foram preditas com sucesso, inclusive de ocorrências observadas recentemente na margem equatorial brasileira, uma região de baixa latitude entre 6° N e 6° S, que inclui a costa amazônica e a costa semiárida brasileira (BRAGA *et al.*, 2021), o que confirma a alta acurácia do modelo. Apesar de haver poucos registros na literatura e nos bancos de dados sobre a ocorrência (ou ausência) de *Tubastraea* spp. nas ecorregiões Amazônia e Nordeste do Brasil, o modelo sugere que essas áreas possuem habitat adequado para a sobrevivência dessas espécies, e consequente risco de invasão, devido à presença de estruturas relacionadas a indústria de exploração e produção de óleo e gás. Dessa forma, é essencial aumentar o esforço amostral de monitoramento dessas áreas, tanto para assegurar que essas áreas ainda não foram invadidas pelo coral-sol, quanto para realizar ações de manejo e controle caso sejam registradas ocorrências desses organismos.

O alto risco de invasão de *Tubastraea* spp. nas ecorregiões Sudeste e Leste do Brasil está relacionada à elevada atividade antrópica nessas áreas. Nessas regiões estão localizadas a Bacia de Campos e de Santos, zonas de exploração e produção de petróleo *offshore*. Os avanços conquistados ao longo do tempo desde o início da exploração dessas bacias transformaram essas regiões em extensas e importantes áreas industriais, com equipamentos, estruturas e tecnologias de ponta em produção de petróleo, que servem de referência para a indústria petrolífera mundial (LEITE, 2009). E, ainda, há a presença do Complexo Portuário de Santos nessas áreas, o maior complexo portuário da América Latina, responsável por cerca de 25% do comércio exterior brasileiro (SANTOS PORT AUTHORITY, 2021).

Já para as ecorregiões Ilhas de Trindade e Martim Vaz e Ilha de São Pedro e São Paulo, os menores riscos de invasão do coral-sol, em relação às outras áreas, possivelmente estão associados à presença de unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável cobrindo toda a extensão dessas ecorregiões. Nessas áreas, apesar de a exploração do ambiente ser permitida, ainda existe alguma proteção da biodiversidade, dos recursos ambientais renováveis, e dos demais atributos e processos ecológicos, em nível suficiente para satisfazer a definição de áreas protegidas estabelecida pela IUCN (BRASIL, 2000; GRORUD-COLVERT *et al.*, 2021). Além disso, esforços de monitoramento do programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração das Ilhas Oceânicas Brasileiras (PELD-ILOC) nessas áreas são importantes e contribuem para o diagnóstico precoce, prevenção e erradicação das espécies invasoras antes de seu estabelecimento. Por conta da enorme extensão das Áreas de Proteção Ambiental, que corresponde à área das ecorregiões, em relação às demais unidades de conservação, elas foram desconsideradas para a análise comparativa com as outras UCs. Contudo, especialmente na ecorregião das Ilhas de Trindade e Martim Vaz, a unidade de conservação do Monumento Natural das Ilhas de Trindade e Martim Vaz e do Monte Columbia, que se destina à preservação de parte dos ecossistemas marinhos de montes submarinos, ilhas, recifes e ambientes oceânicos pelágicos e abissais, e inclusive com espécies já consideradas ameaçadas de extinção (ICMBIO, 2018), está entre as UCs com maior risco de invasão de *Tubastraea* spp. Essas ilhas oceânicas, situadas no extremo leste da cadeia Vitória-Trindade, que representa uma formação única no planeta, abrigam a mais alta diversidade de algas calcárias do mundo e a maior riqueza de espécies recifais e endêmicas de todas as ilhas brasileiras, o que torna o monitoramento dessa área essencial para proteger esses ambientes com alto nível de isolamento contra o estabelecimento do coral invasor.

Dentre as unidades de conservação marinhas com maiores riscos de invasão do coral-sol estão também as Áreas de Proteção Ambiental da Costa dos Corais, a maior unidade de conservação federal marinha costeira do Brasil (ICMBIO, 2021), e de Fernando de Noronha – Rocas – São Pedro e São Paulo, que abriga o único atol e o único recife oceânico que emerge ao nível do mar do Atlântico Sul Ocidental (KIKUCHI, 1994). Ambas áreas hospedam espécies de corais formadoras de recifes, inclusive uma espécie ameaçada (*Millepora alcicornis*), que são ecossistemas de alta relevância ambiental nos oceanos em função de sua auto-sustentabilidade, além de atuarem como exportadores de nutrientes. Entretanto, atualmente, devido a fatores relacionados a impactos por atividades antrópicas e o aumento da temperatura atmosférica média global, é considerado que a produtividade e biodiversidade dos recifes estão

em declínio (HUGHES *et al.*, 2017), o que os torna mais vulneráveis e suscetíveis à invasão de espécies exóticas. Dessa forma, o monitoramento desses ambientes é imprescindível para possibilitar a prevenção, a detecção precoce, o manejo e, a possível erradicação do coral-sol nessas áreas.

Outras unidades de conservação que apresentaram alto valor de risco de invasão do coral-sol foram as Reservas Extrativistas Marinha do Corumbau, Arapiranga-Tromaí e Itapetininga. Aquela foi classificada como área de extrema importância biológica para a conservação da biodiversidade costeira e marinha do Brasil, compõe a Região dos Abrolhos, maior biodiversidade marinha do Atlântico Sul, e abriga importantes ecossistemas deste, incluindo sub-amostra representativa de todas as suas comunidades recifais e espécies de coral endêmicas (ICMBIO, c2022). E, as reservas Arapiranga-Tromaí e Itapetininga abrigam grande diversidade e são consideradas berçário para a maioria das espécies pesqueiras de valor comercial. Nos limites da Zona de Amortecimento dessas UCs, é permitido a passagem de dutos e instalações correlatas voltadas à logística de escoamento da produção de petróleo e gás natural (ICMBIO, 2018), o que indica a presença de estruturas ligadas à indústria de óleo e gás próximas a elas, e conseqüentemente, a uma possível exposição à ocorrência do coral invasor nessas estruturas.

O Monumento Natural do Arquipélago das Ilhas Cagarras também está entre as unidades de conservação marinhas com maiores riscos de invasão do coral-sol. Em razão de sua proximidade com a metrópole do Rio de Janeiro, esta UC está associada aos impactos decorrentes das rotas de navegação, áreas de fundeio e bota-fora, ou seja, áreas de despejo dos sedimentos provenientes da dragagem periódica da área dos portos, ligados à entrada dos grandes portos da Baía da Guanabara, e a presença de espécies exóticas, inclusive as duas espécies de coral-sol invasoras no Brasil, *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea tagusensis* (ICMBIO, 2021). A presença desses invertebrados nessa área marinha protegida, assim como o resultado do modelo, corroboram a hipótese de que unidades de conservação próximas a áreas com alta densidade de atividades antrópicas correm maior risco de invasão.

O uso de *machine learning* (ML) teve um aumento expressivo em uma grande variedade de ferramentas para resolução de problemas, incluindo em modelos de distribuição de espécies (CARLSON, 2020; GOBEYN *et al.*, 2019; MEROW *et al.*, 2014). A popularidade dos MDEs pautados em aprendizado de máquina, como *Random Forests*, surgiu de seu excelente desempenho preditivo (CARLSON, 2020; ELITH *et al.*, 2006; GOBEYN *et al.*, 2017) em representar respostas bióticas complexas e não lineares a gradientes ambientais

(HARRIS, 2015; MEROW *et al.*, 2014). No entanto, dentre os métodos utilizados para a modelagem de adequabilidade do coral-sol no presente trabalho, os modelos lineares generalizados foram os que apresentaram as melhores performances com base nos valores da curva ROC. GLMs são um conjunto de técnicas semi-paramétricas fundamentadas em três elementos: um componente aleatório, que assume uma distribuição de probabilidade de uma variável de resposta, um componente sistemático, que especifica a combinação linear das variáveis explicativas com suas respectivas inclinações, e uma função de ligação, que descreve a relação entre o componente aleatório e sistemático (NELDER; WEDDERBURN, 1972).

Embora os resultados deste trabalho demonstrem que o nicho realizado de *Tubastraea* spp. encontra-se ao longo da maior parte da zona litorânea brasileira e algumas ilhas oceânicas, incluindo em áreas marinhas protegidas nacionais, uma limitação da análise é que deve-se levar em conta áreas em que pressões antrópicas são grandes hoje, mas estão longe ainda de uma população fonte de propágulos. Tendo em vista que uma espécie pode continuar a se espalhar secundariamente, tanto por vetores mediados por humanos, quanto por dispersão natural, é necessário considerar o tempo desde o primeiro registro global de introdução, uma vez que essa é uma variável explicativa importante para prever a extensão atual das distribuições de espécies de invertebrados exóticos no ambiente costeiro (BYERS *et al.*, 2015). Além disso, outra variável importante que pode ser incorporada à análise em estudos futuros é o tipo de substrato, já que o coral-sol assenta em substratos consolidados (MIZRAHI; NAVARRETE; FLORES, 2014). Os resultados aqui alcançados lançam luz sobre os métodos de priorização de esforços e recursos para o controle e monitoramento do coral-sol na costa brasileira, sendo de grande relevância para a tomada de decisões pelos gestores para o estabelecimento e implementação de medidas para prevenir a introdução e a dispersão de *Tubastraea* spp. em áreas prioritárias não afetadas.

5 CONCLUSÃO

Os resultados do presente trabalho apresentam um modelo final agrupado com alta performance e, indicam que a distribuição potencial prevista de *Tubastraea* spp. abrange uma grande área de habitat adequado disponível para invasão ao longo de toda a costa brasileira, a variável mais importante para o modelo foi a extração de óleo e gás para todas as metodologias, as ecorregiões que apresentaram maiores riscos de invasão do coral-sol foram Amazônia, Nordeste do Brasil, Leste do Brasil e Sudeste do Brasil, e, dentre as unidades de conservação com maiores riscos de invasão de *Tubastraea* spp. estão as Reservas Extrativistas Arapiranga-Tromaí, Itapetininga e Corumbau, os Monumento Naturais das Ilhas de Trindade e Martim Vaz, e do Arquipélago das Ilhas Cagarras, e as Áreas de Proteção Ambiental da Costa dos Corais e de Fernando de Noronha – Rocas – São Pedro e São Paulo, o que corrobora as hipóteses propostas. Entretanto, uma limitação do modelo é o tempo desde o primeiro registro global de introdução da espécie, visto que existem áreas em que pressões antrópicas são grandes hoje, mas ainda estão longe ainda de uma população fonte de propágulos, sendo essa, uma variável explicativa importante para prever a extensão atual das distribuições de espécies de invertebrados exóticos no ambiente costeiro.

O mapa de risco de invasão de *Tubastraea* spp. obtido neste trabalho, pode ser analisado com vistas ao planejamento de estratégias de controle e monitoramento das espécies nas unidades de conservação marinhas pelos órgãos gestores, de maneira a direcionar de forma mais eficiente os esforços e recursos. Assim sendo, os resultados alcançados no presente trabalho estão em conformidade com as ações estabelecidas no Plano Nacional de Prevenção, Controle e Monitoramento do Coral-Sol e representam uma contribuição significativa às diligências necessárias para controle dessas espécies na costa brasileira.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, M. B.; GUISAN, A. Five (or so) challenges for species distribution modelling. **Journal of Biogeography**, [s. l.], v. 33, n. 10, p. 1677–1688, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x>
- ANP. Rodada de Licitações. **Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis**. 14 jul. 2021. Disponível em: <<https://www.gov.br/anp/pt-br/rodadas-anp/entenda-as-rodadas/rodadas-de-licitacoes>>. Acesso em: 17 dez. 2021
- ARONSON, R. B.; PRECHT, W. F. Conservation, precaution, and Caribbean reefs. **Coral Reefs**, [s. l.], v. 25, n. 3, p. 441–450, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00338-006-0122-9>
- ASSIS, J. *et al.* Bio-ORACLE v2.0: Extending marine data layers for bioclimatic modelling. **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 27, n. 3, p. 277–284, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/geb.12693>
- AUSTIN, M. P. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. **Ecological Modelling**, [s. l.], v. 157, p. 101–118, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF02205449>
- AYRE, D. J.; RESING, J. M. Sexual and asexual production of planulae in reef corals. **Marine Biology**, [s. l.], v. 90, n. 2, p. 187–190, 1986. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00569126>
- BABCOCK, R. C. *et al.* Synchronous spawnings of 105 scleractinian coral species on the Great Barrier Reef. **Marine Biology**, [s. l.], v. 90, n. 3, p. 379–394, 1986. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00428562>
- BAX, N. *et al.* Marine invasive alien species: A threat to global biodiversity. **Marine Policy**, [s. l.], v. 27, n. 4, p. 313–323, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0308-597X\(03\)00041-1](https://doi.org/10.1016/S0308-597X(03)00041-1)
- BELLARD, C. *et al.* Major drivers of invasion risks throughout the world. **Ecosphere**, [s. l.], v. 7, n. 3, p. 1–14, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ecs2.1241>
- BRAGA, M. D. A. *et al.* Retirement risks: Invasive coral on old oil platform on the Brazilian equatorial continental shelf. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 165, n. February, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112156>
- BRANDÃO, C. S.; MALTA, A.; SCHIAVETTI, A. Temporal assessment of the management effectiveness of reef environments: The role of marine protected areas in Brazil. **Ocean and Coastal Management**, [s. l.], v. 142, p. 111–121, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.03.015>
- BRASIL. Grupo de Trabalho Coral Sol: Relatório Final. Brasília, **Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações**, 2017.

BRASIL. Lei Nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, x 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, **Presidência da República**, 2000.

BYERS, J. E. *et al.* Invasion Expansion: Time since introduction best predicts global ranges of marine invaders. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 5, p. 1–9, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/srep12436>

CAIRNS, S. D. A Revision of the ahermatypic scleractinia of the Galápagos and Cocos Islands. **Smithsonian Contributions to Zoology**, p. 1–56, 1991.

CARLOS-JÚNIOR, L. A. *et al.* Ecological Niche Model used to examine the distribution of an invasive, non-indigenous coral. **Marine Environmental Research**, [s. l.], v. 103, p. 115–124, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.10.004>

CARLOS-JÚNIOR, L. A. *et al.* Occurrence of an invasive coral in the southwest Atlantic and comparison with a congener suggest potential niche expansion. **Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 5, n. 11, p. 2162–2171, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ece3.1506>

CARLSON, C. J. embarcadero: Species distribution modelling with Bayesian additive regression trees in r. **Methods in Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 11, n. 7, p. 850–858, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13389>

CASTRO, M. C. T.; FILEMAN, T. W.; HALL-SPENCER, J. M. Invasive species in the Northeastern and Southwestern Atlantic Ocean: A review. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 116, n. 1–2, p. 41–47, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.048>

COSTA, T. J. F. *et al.* Expansion of an invasive coral species over Abrolhos Bank, Southwestern Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 85, n. 1, p. 252–253, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.002>

CREED, J. C. *et al.* The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. **Biological Invasions**, [s. l.], v. 19, n. 1, p. 283–305, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1279-y>

CREED, J. C. Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil. **Coral Reefs**, [s. l.], v. 25, n. 3, p. 350, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00338-006-0105-x>

CREED, J. C.; DE PAULA, A. F. Substratum preference during recruitment of two invasive alien corals onto shallow-subtidal tropical rocky shores. **Marine Ecology Progress Series**, [s. l.], v. 330, n. Richmond 1998, p. 101–111, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.3354/meps330101>

CUTLER, D. R. *et al.* Random Forests for Classification in Ecology Published by: Ecological Society of America. **Ecology**, v. 88, n. 11, p. 2783–2792, 2007.

DE PAULA, A. F.; CREED, J. C. Two species of the coral *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) in Brazil: A case of accidental introduction. **Bulletin of Marine Science**, [s. l.], v. 74, n. 1, p. 175–183, 2004.

DE PAULA, A. F.; CREED, J. C. Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 65, n. 4, p. 661–673, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1519-69842005000400014>

DE PAULA, A. F. Biologia reprodutiva, crescimento e competição dos corais invasores *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea tagusensis* (Scleractinia: Dendrophylliidae) com espécies nativas. **Rio de Janeiro**, 2007.

DE PAULA, A. F.; PIRES, D. O.; CREED, J. C. Reproductive strategies of two invasive sun corals (*Tubastraea* spp.) in the southwestern Atlantic. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, [s. l.], v. 94, n. 3, p. 481–492, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0025315413001446>

DEROUEN, Z. C. *et al.* Determinants of *Tubastraea coccinea* invasion and likelihood of further expansion in the northern Gulf of Mexico. **Marine Biodiversity**, [s. l.], v. 50, n. 6, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12526-020-01126-z>

DOMISCH, S. *et al.* Application of species distribution models in stream ecosystems: The challenges of spatial and temporal scale, environmental predictors and species occurrence data. **Fundamental and Applied Limnology**, [s. l.], v. 186, n. 1–2, p. 45–61, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1127/fal/2015/0627>

DORMANN, C. F. *et al.* Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: A review. **Ecography**, [s. l.], v. 30, n. 5, p. 609–628, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05171.x>

EDGAR, G. J. *et al.* Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. **Nature**, [s. l.], v. 506, n. 7487, p. 216–220, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature13022>

EDGAR, G. J.; RUSS, G. R.; BABCOCK, R. C. **Marine protected areas**. [S. l.: s. n.], 2007. *E-book*.

ELITH, J. *et al.* Novel methods improve prediction of species' from occurrence data. **Ecography**, [s. l.], v. 29, p. 129–151, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1432-1033.1987.tb13499.x>

ELTON, C. **Animal Ecology**. London: Sidwick & Jackson, 1927.

ESSELMAN, P. C.; ALLAN, J. D. Application of species distribution models and conservation planning software to the design of a reserve network for the riverine fishes of northeastern Mesoamerica. **Freshwater Biology**, [s. l.], v. 56, n. 1, p. 71–88, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02417.x>

FENNER, D. Biogeography of three Caribbean corals (Scleractinia) and the invasion of *Tubastraea coccinea* into the Gulf of Mexico. **Bulletin of Marine Science**, [s. l.], v. 69, n. 3, p. 1175–1189, 2001.

FRANKLIN, J.; MILLER, J. A. **Mapping species distributions: Spatial inference and prediction**. [S. l.: s. n.], 2009. ISSN 0921-2973. v. 26 Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9603-5>

FRIEDLANDER, A. M. *et al.* Marine communities on oil platforms in Gabon, West Africa: High biodiversity oases in a low biodiversity environment. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 9, n. 8, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103709>

FUNBIO. Percentual de áreas marinhas protegidas no Brasil salta de 1,5% para 25%. **Fundo Brasileiro para a Biodiversidade**. 20 mar. 2018. Disponível em: <https://www.funbio.org.br/unidades-de-conservacao-marinhas-criadas/>. Acesso em: 15 ago. 2021.

GALLARDO, B.; ALDRIDGE, D. C. The “dirty dozen”: Socio-economic factors amplify the invasion potential of 12 high-risk aquatic invasive species in Great Britain and Ireland. **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 50, n. 3, p. 757–766, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12079>

GALLARDO, B.; ZIERITZ, A.; ALDRIDGE, D. C. The importance of the human footprint in shaping the global distribution of terrestrial, freshwater and marine invaders. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 10, n. 5, p. 1–17, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125801>

GERHARDINGER, L. C. *et al.* Marine protected dramas: The flaws of the Brazilian national system of marine protected areas. **Environmental Management**, [s. l.], v. 47, n. 4, p. 630–643, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9554-7>

GIGLIO, V. J. *et al.* Large and remote marine protected areas in the South Atlantic Ocean are flawed and raise concerns: Comments on Soares and Lucas (2018). **Marine Policy**, [s. l.], v. 96, n. July, p. 13–17, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.07.017>

GOBEYN, S. *et al.* Evolutionary algorithms for species distribution modelling: A review in the context of machine learning. **Ecological Modelling**, [s. l.], v. 392, n. June 2018, p. 179–195, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.11.013>

GOBEYN, S. *et al.* Input variable selection with a simple genetic algorithm for conceptual species distribution models: A case study of river pollution in Ecuador. **Environmental Modelling and Software**, [s. l.], v. 92, p. 269–316, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.02.012>

GRAHAM, C. H. *et al.* New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. **Trends in Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 19, n. 9, p. 497–503, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.07.006>

GRASS Development Team, 2017. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.2. **Open Source Geospatial Foundation**. Electronic document: <http://grass.osgeo.org>

GRINNELL, J. The niche-relationships of the California Thrasher. **The Auk**, [s. l.], v. 34, n. 4, p. 427–433, 1917.

GRORUD-COLVERT, K. *et al.* The MPA guide: A framework to achieve global goals for the ocean. **Science**, [s. l.], v. 373, n. 6560, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.abf0861>

- GRZYBOWSKI, M.; YOUNGER, J. G. Statistical methodology: III. Receiver operating characteristic (ROC) curves. **Academic Emergency Medicine**, [s. l.], v. 4, n. 8, p. 818–826, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1553-2712.1997.tb03793.x>
- GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 8, n. 9, p. 993–1009, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, [s. l.], v. 135, n. 2–3, p. 147–186, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- HALPERN, B. S. *et al.* Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. **Nature Communications**, [s. l.], v. 6, n. May, p. 1–7, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/ncomms8615>
- HARRIS, D. J. Generating realistic assemblages with a joint species distribution model. **Methods in Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 6, n. 4, p. 465–473, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12332>
- HARRISON, P. L.; WALLACE, C. C. Reproduction, dispersal and recruitment of scleractinian corals. **Ecosystems of the world**, v. 25, p. 133–207, 1990.
- HIJMANS, R. J. Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. **Ecology**, [s. l.], v. 93, n. 3, p. 679–688, 2012.
- HUGHES, T. P. *et al.* Coral reefs in the Anthropocene. **Nature**, [s. l.], v. 546, n. 7656, p. 82–90, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature22901>
- HULME, P. E. Trade, transport and trouble: Managing invasive species pathways in an era of globalization. **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 46, n. 1, p. 10–18, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x>
- HUMPHREYS, J.; CLARK, R. W. E. **A critical history of marine protected areas**. [S. l.]: Elsevier Ltd, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102698-4.00001-0>
- HUTCHINSON, G. E. **Concluding remarks**. Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol, v. 22, p. 415–427, 1957.
- ICMBIO. Brasil cria quatro novas unidades marinhas. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**. 19 Mar. 2018. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/9509-brasil-cria-quatro-novas-unidades-marinhas>>. Acesso em 18 fev. 2022.
- ICMBIO. Governo cria cinco unidades de conservação. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**. 06 abr. 2018. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/9543-governo-cria-cinco-unidades-de-conservacao>>. Acesso em 18 fev. 2022.
- ICMBIO. Plano de Prevenção, Controle, Erradicação e Monitoramento de Espécies Exóticas Invasoras - Monumento Natural das Ilhas Cagarras. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**. Abr. 2021. Disponível em: <<https://www.gov.br/icmbio/pt->

br/centrais-de-conteudo/publicacoes/planos/Plano_de_EEI_MONA_Cagarras_15_06_21compactado.pdf>. Acesso em 4 fev. 2022.

ICMBIO. Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental da Costa dos Corais. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**. Abr. 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/apa-da-costa-dos-corais/arquivos/PM_APACC_Versao_final_CG.pdf>. Acesso em 4 fev. 2022.

ICMBIO. Geoprocessamento. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**. Jul. 2020. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/portal/geoprocessamento1>>. Acesso em: 16 ago. 2021.

ICMBIO. Reserva Extrativista Marinha do Corumbau – Plano de Manejo. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**. C2022. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/portal/populacoestradicionais/producao-e-uso-sustentavel/uso-sustentavel-em-ucs/4088-reserva-extrativista-marinha-de-corumbau>>. Acesso em 22 mar. 2022.

KIKUCHI, R. K. P. **Geomorfologia, estratigrafia e sedimentologia do Atol das Rocas (Rebio / IBAMA / RN), Atlântico Sul Ocidental Equatorial**. 1994. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal da Bahia, Salvador.

KÜHN, I. Incorporating spatial autocorrelation may invert observed patterns. **Diversity and Distributions**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 66–69, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2006.00293.x>

LAGES, B. G. *et al.* Change in tropical rocky shore communities due to an alien coral invasion. **Marine Ecology Progress Series**, [s. l.], v. 438, p. 85–96, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.3354/meps09290>

LEITE, R. M. S. C. Vida e trabalho na indústria de petróleo em alto mar na Bacia de Campos Life and work at the petroleum industry in Campos Basin. **Ciência & Saúde Coletiva**, [s. l.], v. 14, n. 6, p. 2181, 2009.

LOZIER, J. D.; MILLS, N. J. Predicting the potential invasive range of light brown apple moth (*Epiphyas postvittana*) using biologically informed and correlative species distribution models. **Biological Invasions**, [s. l.], v. 13, n. 10, p. 2409–2421, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0052-5>

LUZ, B. L. P. *et al.* A polyp from nothing: The extreme regeneration capacity of the Atlantic invasive sun corals *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* (Anthozoa, Scleractinia). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, [s. l.], v. 503, n. August 2017, p. 60–65, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2018.02.002>

MCCULLAGH, P.; NELDER, J. A. Generalized Linear Models II. 1989.

MENUZ, D. R. *et al.* Non-equilibrium in plant distribution models - only an issue for introduced or dispersal limited species? **Ecography**, [s. l.], v. 38, n. 3, p. 231–240, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ecog.00928>

MEROW, C. *et al.* What do we gain from simplicity versus complexity in species distribution models? **Ecography**, [s. l.], v. 37, n. 12, p. 1267–1281, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ecog.00845>

MILLER, J. R. *et al.* Spatial extrapolation: The science of predicting ecological patterns and processes. **BioScience**, [s. l.], v. 54, n. 4, p. 310–320, 2004. Disponível em: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0310:SETSOP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0310:SETSOP]2.0.CO;2)

MIZRAHI, D.; NAVARRETE, S. A.; FLORES, Augusto A. V. Uneven abundance of the invasive sun coral over habitat patches of different orientation: An outcome of larval or later benthic processes? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, [s. l.], v. 452, p. 22–30, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.11.013>

MOLNAR, J. L. *et al.* Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [s. l.], v. 6, n. 9, p. 485–492, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/070064>

MUMBY, P. J. *et al.* Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. **Science**, [s. l.], v. 311, n. 5757, p. 98–101, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1121129>

NELDER, J. A.; WEDDERBURN, R. W. M. Generalized Linear Models. **Journal of the Royal Statistical Society A**, [s. l.], v. 135, n. 3, p. 370–384, 1972.

OJAVEER, H. *et al.* Classification of Non-Indigenous Species Based on Their Impacts: Considerations for Application in Marine Management. **PLoS Biology**, [s. l.], v. 13, n. 4, p. 1–13, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002130>

PAPeŞ, M.; HAVEL, J. E.; VANDER ZANDEN, M. J. Using maximum entropy to predict the potential distribution of an invasive freshwater snail. **Freshwater Biology**, [s. l.], v. 61, n. 4, p. 457–471, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/fw.12719>

PEARSON, R. G. *et al.* Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 102–117, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x>

PETERS, D. P. C. *et al.* Strategies for ecological extrapolation. **Oikos**, [s. l.], v. 106, n. 3, p. 627–636, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.12869.x>

PETERSON, A. T. *et al.* **Ecological niches and geographic distributions**. [S. l.: s. n.], 2011. ISSN 0009-4978. v. 49 Disponível em: <https://doi.org/10.5860/choice.49-6266>

PETERSON, A. T. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. **Chicago Journals**, [s. l.], v. 78, n. 4, p. 419–433, 2003.

PETERSON, A. T.; SOBERÓN, J. Species distribution modeling and ecological niche modeling: Getting the Concepts Right. **Natureza & Conservação**, [s. l.], v. 10, n. 2, p. 102–107, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.4322/natcon.2012.019>

PULLIAM, H. R. On the relationship between niche and distribution. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 3, n. 4, p. 349–361, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2000.00143.x>

PYŠEK, P.; RICHARDSON, D. M. Invasive species, environmental change and management, and health. **Annual Review of Environment and Resources**, [s. l.], v. 35, p. 25–55, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-033009-095548>

QGIS DEVELOPMENT TEAM. QGIS: Quantum Geographic Information System. **Open Source Geospatial Foundation Project**, 2014. Available at: <http://qgis.osgeo.org/en/site>

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria, 2016. Available at: <https://www.R-project.org/>

REVELLE, W.; CONDON, D. M. Reliability from α to ω : A tutorial. **Psychological Assessment**, [s. l.], v. 31, n. 12, p. 1395–1411, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1037/pas0000754>

REVELLE, W.; ROCKLIN, T. Very simple structure: An alternative procedure for estimating the optimal number of interpretable factors. **Multivariate Behavioral Research**, [s. l.], v. 14, n. 4, p. 403–414, 1979. Disponível em: https://doi.org/10.1207/s15327906mbr1404_2

RIDGEWAY, G. Generalized Boosted Models: A guide to the gbm package. **Update**, v. 1, n. 1, p. 2007, 2007.

RIUL, P. *et al.* Invasive potential of the coral *Tubastraea coccinea* in the southwest Atlantic. **Marine Ecology Progress Series**, [s. l.], v. 480, n. April, p. 73–81, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.3354/meps10200>

ROBERTS, C. M.; HAWKINS, J. P.; GELL, F. R. The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s. l.], v. 360, n. 1453, p. 123–132, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1578>

RODRÍGUEZ-REY, M. *et al.* Improving Species Distribution Modelling of freshwater invasive species for management applications. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 14, n. 6, p. 1–14, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217896>

RUIZ, G. M. *et al.* Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. **American Zoologist**, [s. l.], v. 37, n. 6, p. 621–632, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/icb/37.6.621>

SANTOS, H. S. *et al.* Environmental matching used to predict range expansion of two invasive corals (*Tubastraea* spp.). **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 145, n. June, p. 587–594, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.064>

SANTOS PORT AUTHORITY. Fatos e dados. **Santos Port Authority**. 2021. Disponível em: <http://www.portodesantos.com.br/wp-content/uploads/Facts-en-figures-2021.pdf>

SILVA, A. G. *et al.* Eleven years of range expansion of two invasive corals (*Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*) through the southwest Atlantic (Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s. l.], v. 141, p. 9–16, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.01.013>

SIMBERLOFF, D. *et al.* Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. **Trends in Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 28, n. 1, p. 58–66, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>

SINCLAIR, S. J.; WHITE, M. D.; NEWELL, G. R. How useful are species distribution models for managing biodiversity under future climates? **Ecology and Society**, [s. l.], v. 15, n. 1, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.5751/ES-03089-150108>

SOBERÓN, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 10, n. 12, p. 1115–1123, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>

SPALDING, M. D. *et al.* Marine ecoregions of the world: A bioregionalization of coastal and shelf areas. **BioScience**, [s. l.], v. 57, n. 7, p. 573–583, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1641/B570707>

THUILLER, W. *et al.* Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. **Ecography**, [s. l.], v. 27, p. 165–172, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj1976.03615995004000060044x>

THUILLER, W. *et al.* Package 'biomod2'. **Species distribution modeling within an ensemble forecasting framework**, 2016.

TOBLER, W. R. A Computer Movie Simulating Urban Growth in the Detroit Region. **Economic Geography**, [s. l.], v. 46, p. 234, 1970. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/143141>

TYBERGHEIN, L. *et al.* Bio-ORACLE: A global environmental dataset for marine species distribution modelling. **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 21, n. 2, p. 272–281, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00656.x>

UNEP-WCMC; IUCN. Protected Planet Report 2020. **Cambridge, UK: UNEP-WCMC and IUCN**, 2020.

WILLIAMS, S. L.; GROSHOLZ, E. D. The invasive species challenge in estuarine and coastal environments: Marrying management and science. **Estuaries and Coasts**, [s. l.], v. 31, n. 1, p. 3–20, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12237-007-9031-6>

WORBOYS, G. L. *et al.* **Protected area governance and management**. Anu Press, 2015.

APÊNDICE A – Artigos analisados através de revisão sistemática

Artigos obtidos para revisão sistemática de registros de ocorrência e ausência de *Tubastraea* spp. no Periódicos Capes, nas bases de dados Scopus, Science Direct, Web of Science, Scielo e Scielo Brazil, entre os anos de 2001 a 2021, através do filtro de pesquisa “*Tubastraea*” OR “*Tubastrea*” OR “*Tubastraea coccinea*” OR “*Tubastrea coccinea*” AND “Brasil” OR “Brazil” OR “South Atlantic” OR “Atlântico Sul”.

Planilha 1 – Lista de artigos analisados através de revisão sistemática.

	Nome do artigo	Primeiro autor	Ano
1	The non-indigenous bryozoan triphyllozoon (Cheilostomata: Phidoloporidae) in the atlantic: Morphology and dispersion on the brazilian coast	Almeida	2015
2	Malacostegine bryozoans (Bryozoa: Cheilostomata) from Bahia State, northeast Brazil: taxonomy and non-indigenous species	Almeida	2018
3	Intertidal biogeographic subprovinces: Local and regional factors shaping fish assemblages	Andrades	2018
4	Assessing marine biosecurity risks when data are limited: bioregion pathway and species-based exposure analyses	Azmi	2015
5	Temperature-driven secondary competence windows may increase the dispersal potential of invasive sun corals	Barbosa	2019
6	Distribution of the invasive orange cup coral <i>tubastraea coccinea</i> lesson, 1829 in an upwelling area in the South Atlantic Ocean fifteen years after its first record	Batista	2017
7	Marine fishes (Elasmobranchii and Teleostei) from the Santana Archipelago, a Marine Protected Area in the southwestern Atlantic	Bauer	2017
8	Marine natural products	Blunt	2011
9	Species radiations in the sea: what the flock?	Bowen	2020
10	Intertidal vermetid reef as a shelter for invasive bivalves in a tropical bay	Breves	2017
11	Invading the natural marine substrates: A case study with invertebrates in South Brazil	Bumbeer	2016
12	An illustrated key to the genera and subgenera of the Recent azooxanthellate Scleractinia (Cnidaria, Anthozoa), with an attached glossary	Cairns	2012

13	Another tool towards invasion? Polyp “bail-out” in <i>Tubastraea coccinea</i>	Capel	2014
14	Complete mitochondrial genome sequences of Atlantic representatives of the invasive Pacific coral species <i>Tubastraea coccinea</i> and <i>T. tagusensis</i> (Scleractinia, Dendrophylliidae): Implications for species identification	Capel	2016
15	<i>Atlantia</i> , a new genus of Dendrophylliidae (Cnidaria, Anthozoa, Scleractinia) from the eastern Atlantic	Capel	2020
16	Clone wars: Asexual reproduction dominates in the invasive range of <i>Tubastraea</i> spp. (Anthozoa: Scleractinia) in the South-Atlantic Ocean	Capel	2017
17	Ecological Niche Model used to examine the distribution of an invasive, non-indigenous coral	Carlos-Júnior	2015
18	Occurrence of an invasive coral in the southwest Atlantic and comparison with a congener suggest potential niche expansion	Carlos-Júnior	2015
19	Mutagenic, genotoxic and cytotoxic studies of invasive corals <i>Tubastraea coccinea</i> and <i>Tubastraea tagusensis</i>	Carpes	2020
20	Anti-inflammatory potential of invasive sun corals (Scleractinia: <i>Tubastraea</i> spp.) from Brazil: alternative use for management?	Carpes	2020
21	Sponges from the Ilha Grande Bay, Rio de Janeiro State: two new records for Brazilian south-east region	Castello-Branco	2014
22	Low salinity as a biosecurity tool for minimizing biofouling on ship sea chests	Castro	2018
23	Population differentiation supports multiple human-mediated introductions of the transatlantic exotic sponge <i>Paraleucilla magna</i> (Porifera, Calcarea)	Cavalcanti	2020
24	An overview of recent research in marine biological invasions	Chan	2017
25	Traceability issues in the trade of marine ornamental species	Cohen	2013
26	New records and range extensions of azooxanthellate scleractinians (Cnidaria: Anthozoa) from Brazil	Cordeiro	2012
27	Expansion of an invasive coral species over Abrolhos Bank, Southwestern Atlantic	Costa	2014
28	Two invasive alien azooxanthellate corals, <i>Tubastraea coccinea</i> and <i>Tubastraea tagusensis</i> , dominate the native zooxanthellate <i>Mussismilia hispida</i> in Brazil	Creed	2006
29	Multi-site experiments demonstrate that control of invasive corals (<i>Tubastraea</i> spp.) by manual removal is effective	Creed	2021

30	The invasion of the azooxanthellate coral <i>Tubastraea</i> (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors	Creed	2017
31	Experimental evaluation of vinegar (acetic acid) for control of invasive corals (<i>Tubastraea</i> spp.) and a review of knowledge for other aquatic pests	Creed	2019
32	The Sun-Coral project: The first social-environmental initiative to manage the biological invasion of <i>Tubastraea</i> spp. in Brazil	Creed	2017
33	Modeling impacts of climate change on the potential habitat of an endangered Brazilian endemic coral: discussion about deep sea refugia	de Oliveira	2019
34	Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus <i>Tubastraea</i> (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil	de Paula	2005
35	Reproductive strategies of two invasive sun corals (<i>Tubastraea</i> spp.) in the southwestern Atlantic	de Paula	2014
36	Pharmacological evaluation of the semi-purified fractions from the soft coral <i>Eunicella singularis</i> and isolation of pure compounds	Deghrigue	2014
37	Host differentiation and compartmentalization of microbial communities in the azooxanthellate cupcorals <i>Tubastrea coccinea</i> and <i>Rhizopsammia goesi</i> in the Caribbean	Engelen	2018
38	Invasive corals hitchhiking in the Southwestern Atlantic	Faria	2020
39	An overview of marine biodiversity in United States waters	Fautin	2010
40	Orange Cup Coral <i>Tubastraea coccinea</i> invades Florida and the Flower Garden Banks, Northwestern Gulf of Mexico	Fenner	2004
41	Non-indigenous corals at marginal sites	Ferreira	2003
42	Hiding in plain sight: invasive coral <i>Tubastraea tagusensis</i> (Scleractinia: Hexacorallia) in the Gulf of Mexico	Figueroa	2019
43	Invasion impacts on functions and services of aquatic ecosystems	Flood	2020
44	Biodiversity and structure of marine sponge assemblages around a subtropical island	Fortunato	2020
45	Fine-scale skeletal banding can distinguish symbiotic from asymbiotic species among modern and fossil scleractinian corals	Frankowiak	2016
46	Fish, coral, and sponge assemblages associated with altiphotic and mesophotic reefs along the Guánica biosphere reserve continental shelf edge, Southwest Puerto Rico	García-Hernández	2018
47	<i>Omobranchus punctatus</i> (Teleostei: Blenniidae), an exotic blenny in the Southwestern Atlantic	Gerhardinger	2006

48	Coral reefs in the Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem: conservation status, challenges, and opportunities	Gil-Agudelo	2020
49	Modern problems in marine biodiversity records-illustrated by the case of the Caribbean <i>Pelia mutica</i> (Gibbes, 1850) confirmed in Brazil	Giraldes	2016
50	Reproductive ecology of the azooxanthellate coral <i>Tubastraea coccinea</i> in the Equatorial Eastern Pacific: Part V. <i>Dendrophylliidae</i>	Glynn	2008
51	Chemical and biological aspects of marine sponges from the family <i>Mycalidae</i>	Habener	2016
52	Rates of apical septal extension of <i>Desmophyllum dianthus</i> : effect of association with endolithic photo-autotrophs	Hassenrück	2013
53	Ocean sprawl facilitates dispersal and connectivity of protected species	Henry	2018
54	Wave-swept coralliths of Saba Bank, Dutch Caribbean	Hoeksema	2018
55	Bioinvasion in a Brazilian bay: filling gaps in the knowledge of Southwestern Atlantic Biota	Ignacio	2010
56	Fatty acids and other lipids of corals: composition, distribution, and biosynthesis	Imbs	2013
57	Old data for old questions: what can the historical collections really tell us about the neogene origins of reef-coral diversity in the coral triangle?	Johnson	2015
58	Biodiversity dynamics and environmental occupancy of fossil azooxanthellate and zooxanthellate scleractinian corals	Kiessling	2015
59	A comprehensive phylogenetic analysis of the scleractinia (Cnidaria, Anthozoa) based on mitochondrial CO1 sequence data	Kitahara	2010
60	Reciprocal transplantation of the heterotrophic coral <i>Tubastraea coccinea</i> (Scleractinia: <i>Dendrophylliidae</i>) between distinct habitats did not alter its venom toxin composition	Kitahara	2020
61	Transcriptomic analysis of four <i>Cerianthid</i>	Klompen	2020
62	Proximity to competitors changes secondary metabolites of non-indigenous cup corals, <i>Tubastraea</i> spp., in the southwest Atlantic	Lages	2012
63	Chemical defenses against generalist fish predators and fouling organisms in two invasive ahermatypic corals in the genus <i>Tubastraea</i>	Lages	2010
64	Chemical composition and release in situ due to injury of the invasive coral <i>Tubastraea</i> (Cnidaria, Scleractinia)	Lages	2010

65	Life history and reproductive dynamics of the cryptogenic calcareous sponge <i>Sycettusa hastifera</i> (Porifera, Calcarea) living in tropical rocky shores	Lanna	2018
66	Sessile and sedentary macrofauna from the Pirapama Shipwreck, Pernambuco, Brazil	Lira	2010
67	Life-cycle traits of <i>Paraleucilla magna</i> , a calcareous sponge invasive in a coastal mediterranean basin	Longo	2012
68	The state of knowledge of harmful algal blooms of <i>Margalefidinium</i> (a.k.a. <i>Cochlodinium polykrikoides</i>) in Latin America	López-Cortés	2019
69	A genetic approach to the origin of <i>Millepora</i> sp. in the eastern Atlantic	López	2015
70	The Global Invertebrate Genomics Alliance (GIGA): developing community resources to study diverse invertebrate genomes	Lopez	2014
71	Spongivory by fishes on Southwestern Atlantic coral reefs: no evidence of top-down control on sponge assemblages	Lorders	2018
72	A polyp from nothing: The extreme regeneration capacity of the Atlantic invasive sun corals <i>Tubastraea coccinea</i> and <i>T. tagusensis</i> (Anthozoa, Scleractinia)	Luz	2018
73	Could the invasive scleractinians <i>Tubastraea coccinea</i> and <i>T. tagusensis</i> replace the dominant zoantharian <i>Palythoa caribaeorum</i> in the Brazilian subtidal?	Luz	2017
74	Life-history traits of <i>Tubastraea coccinea</i> : Reproduction, development, and larval competence	Luz	2020
75	Análise comparativa da abundância do coral invasor <i>Tubastraea</i> spp. (Cnidaria, Anthozoa) em substratos naturais e artificiais na Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil	Mangelli	2012
76	Range expansion of the invasive corals <i>Tubastraea coccinea</i> and <i>Tubastraea tagusensis</i> in the Southwest Atlantic	Mantelatto	2011
77	Non-indigenous sun corals invade mussel beds in Brazil	Mantelatto	2015
78	Cost-benefit of different methods for monitoring invasive corals on tropical rocky reefs in the southwest Atlantic	Mantelatto	2013
79	Marine litter and wood debris as habitat and vector for the range expansion of invasive corals (<i>Tubastraea</i> spp.)	Mantelatto	2020
80	Rapid assessment survey for exotic benthic species in the São Sebastião Channel, Brazil	Marques	2013
81	Biofouling in Brazilian commercial cultivation of <i>Kappaphycus alvarezii</i> (Doty) Doty ex P. C. Silva	Marroig	2016

82	The crinoid fauna (Echinodermata: Crinoidea) of Palau	Messing	2007
83	New records of the alien cup-corals (<i>Tubastraea</i> spp.) within estuarine and reef systems in Todos os Santos Bay, Southwestern Atlantic	Miranda	2016
84	Effects of the alien coral <i>Tubastraea tagusensis</i> on native coral assemblages in a southwestern Atlantic coral reef	Miranda	2016
85	Groups travel further: Pelagic metamorphosis and polyp clustering allow higher dispersal potential in sun coral propagules	Mizrahi	2014
86	Allelopathic effects on the sun-coral invasion: facilitation, inhibition and patterns of local biodiversity	Mizrahi	2017
87	Invasive, non-indigenous corals in a tropical rocky shore environment: No evidence for generalist predation	Moreira	2012
88	Marine and freshwater invasive species research with emphasis on South America: an overview and synthesis of MFIS, Argentina	Munawar	2017
89	Marine indole alkaloids	Netz	2015
90	Long distance dispersal and connectivity in Amphi-Atlantic corals at regional and basin scales	Nunes	2011
91	Quem é quem diante da presença de espécies exóticas no Brasil? Uma leitura do arcabouço institucional-legal voltada para a formulação de uma política nacional	Oliveira	2009
92	Processes and microorganisms involved in the marine nitrogen cycle: knowledge and gaps	Pajares	2019
93	Evaluation of the effects of a possible sea-level rise in Mangaratiba - RJ	Passos	2019
94	Invasive aquatic pets: failed policies increase risks of harmful invasions	Patoka	2018
95	Halogenated indole alkaloids from marine invertebrates	Pauletti	2010
96	Larval release from <i>Tubastraea coccinea</i> in the Gulf of California, Mexico	Paz-García	2007
97	Diversity and antimicrobial activity of bacteria isolated from different Brazilian coral species	Pereira	2017
98	Effects of depth on reef fish communities: Insights of a “deep refuge hypothesis” from Southwestern Atlantic reefs	Pereira	2018
99	Contact with turf algae alters the coral microbiome: contact versus systemic impacts	Pratte	2018
100	Marine chemical ecology in benthic environments	Puglisi	2014
101	Exploitation of micro refuges and epibiosis: Survival strategies of a calcareous sponge	Ribeiro	2018

102	Structuring effects of chemicals from the sea fan <i>Phyllogorgia dilatata</i> on benthic communities	Ribeiro	2017
103	A new record of <i>Mytilopsis leucophaeata</i> (Bivalvia: Dreissenidae) in Rio de Janeiro (Brazil)	Rizzo	2014
104	Protecting nursery areas without fisheries management is not enough to conserve the most endangered parrotfish of the Atlantic Ocean	Roos	2020
105	Unraveling interactions: do temperature and competition with native species affect the performance of the non-indigenous sun coral <i>Tubastraea coccinea</i> ?	Saá	2020
106	Genetic connectivity in scleractinian corals across the northern Gulf of Mexico: Oil/gas platforms, and relationship to the Flower Garden Banks	Sammarco	2012
107	Success in competition for space in two invasive coral species in the western Atlantic - <i>Tubastraea micranthus</i> and <i>T. coccinea</i>	Sammarco	2015
108	New occurrences of the nonindigenous orange cup corals <i>Tubastraea coccinea</i> and <i>T. tagusensis</i> (Scleractinia: Dendrophylliidae) in Southwestern Atlantic	Sampaio	2012
109	Environmental matching used to predict range expansion of two invasive corals (<i>Tubastraea</i> spp.)	Santos	2019
110	Artificial reefs in the Northern Gulf of Mexico: community ecology amid the “ocean sprawl”	Schulze	2020
111	Aquatic invasion biology research in South America: geographic patterns, advances and perspectives	Schwindt	2017
112	Regularity in budding mode and resultant growth morphology of the azooxanthellate colonial scleractinian <i>Tubastraea coccinea</i>	Sentoku	2012
113	Antifungal compounds from cyanobacteria	Shishido	2015
114	Reproductive cycle and ecology of the tropical ascidian <i>Halocynthia spinosa</i> in the Red Sea	Scmuel	2017
115	Response of native marine sponges to invasive <i>Tubastraea</i> corals: a case study	Silva	2017
116	Expansion of the invasive corals <i>Tubastraea coccinea</i> and <i>Tubastraea tagusensis</i> into the tamoios ecological station marine protected area, Brazil	Silva	2011
117	Eleven years of range expansion of two invasive corals (<i>Tubastraea coccinea</i> and <i>Tubastraea tagusensis</i>) through the southwest Atlantic (Brazil)	Silva	2014

118	Sun coral invasion of shallow rocky reefs: effects on mobile invertebrate assemblages in Southeastern Brazil	Silva	2019
119	Microbial processes driving coral reef organic carbon flow	Silveira	2017
120	First record of the Ascidiacea <i>Rhodosoma turcicum</i> in the south-west Atlantic Ocean	Skinner	2013
121	Record of <i>Tubastraea coccinea</i> on <i>Xestospongia</i> barrel sponge: a new threat to Caribbean and Gulf of Mexico reefs?	Skinner	2018
122	Northward range expansion of the invasive coral (<i>Tubastraea tagusensis</i>) in the southwestern Atlantic	Soares	2018
123	Linear mitochondrial genome in Anthozoa (Cnidaria): a case study in <i>Ceriantharia</i>	Stampar	2019
124	Thinking and managing outside the box: coalescing connectivity networks to build region-wide resilience in coral reef ecosystems	Steneck	2009
125	Pyrosequencing reveals diverse microbial community associated with the zoanthid <i>Palythoa australiae</i> from the South China Sea	Sun	2014
126	Invasive coral <i>Tubastraea</i> spp. population growth in artificial habitats and its consequences to the diversity of benthic organisms	Tanasovici	2020
127	Conservation of Brazilian coral reefs in the Southwest Atlantic Ocean: a change of approach	Tedesco	2017
128	Coral reef benthic assemblages of a marine protected area in eastern Brazil: effect of reef habitats on the spatial pattern of species	Tedesco	2018
129	Hierarchizing biological, physical and anthropogenic factors influencing the structure of fish assemblages along tropical rocky shores in Brazil	Teixeira-Neves	2015
130	Some old movies become classics - a case study determining the scientific value of ROV inspection footage on a platform on Australia's North West Shelf	Thomson	2018
131	Distribution and sexual dimorphism of the crab <i>Xenograpsus testudinatus</i> from the hydrothermal vent field of Kueishan Island, northeastern Taiwan	Tseng	2020
132	Variability of size structure and species composition in Caribbean octocoral communities under contrasting environmental conditions	Tsounis	2018
133	Marine actinobacteria associated with marine organisms and their potentials in producing pharmaceutical natural products	Valliappan	2014

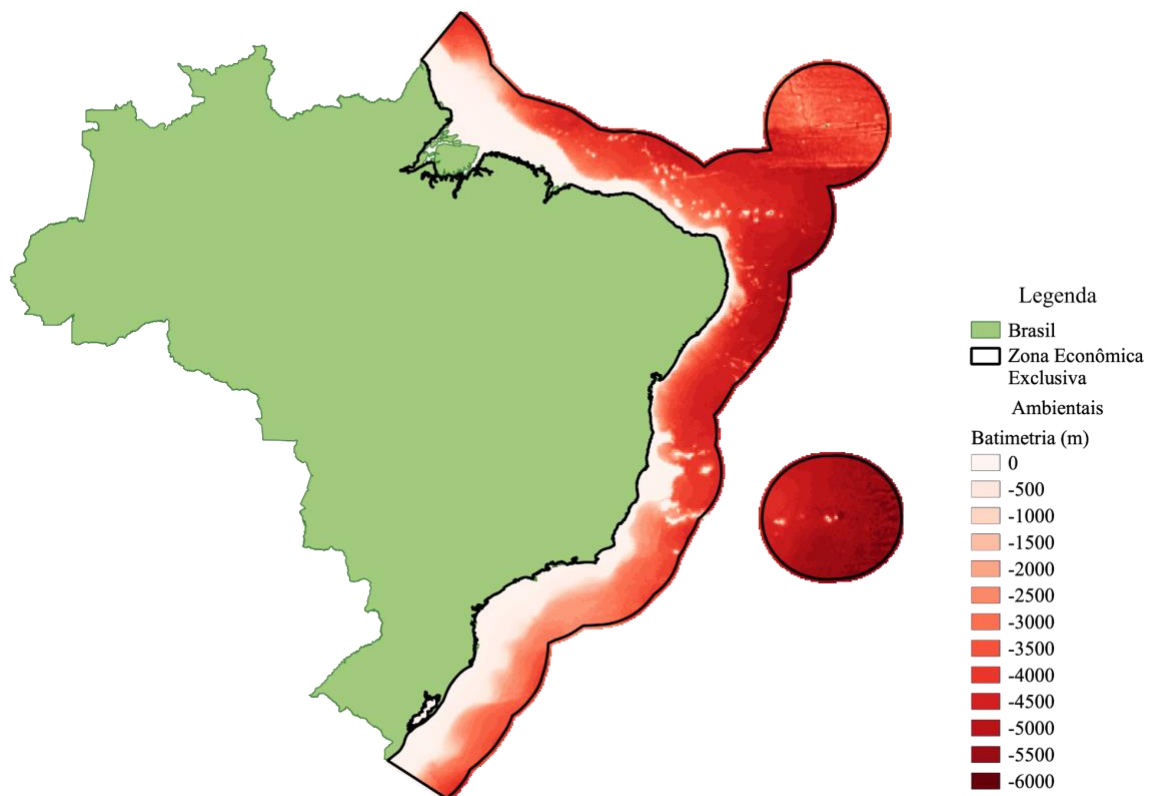
134	Food web organization following the invasion of habitat-modifying <i>Tubastraea</i> spp. corals appears to favour the invasive borer bivalve <i>Leiosolenus aristatus</i>	Vinagre	2018
135	Semi-submersible rigs: a vector transporting entire marine communities around the world	Wanless	2010
136	Diversidad y abundancia relativa de corales, octocorales y esponjas en el Parque Nacional Jaragua, República Dominicana	Weil	2006
137	Phylogenetically diverse denitrifying and ammonia-oxidizing bacteria in corals <i>Alcyonium gracillimum</i> and <i>Tubastraea coccinea</i>	Yang	2013
138	Phylogenetic diversity of actinobacteria associated with soft coral <i>Alcyonium gracllimum</i> and stony coral <i>Tubastraea coccinea</i> in the East China Sea	Yang	2013

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

APÊNDICE B – Mapas das camadas de variáveis ambientais e antrópicas

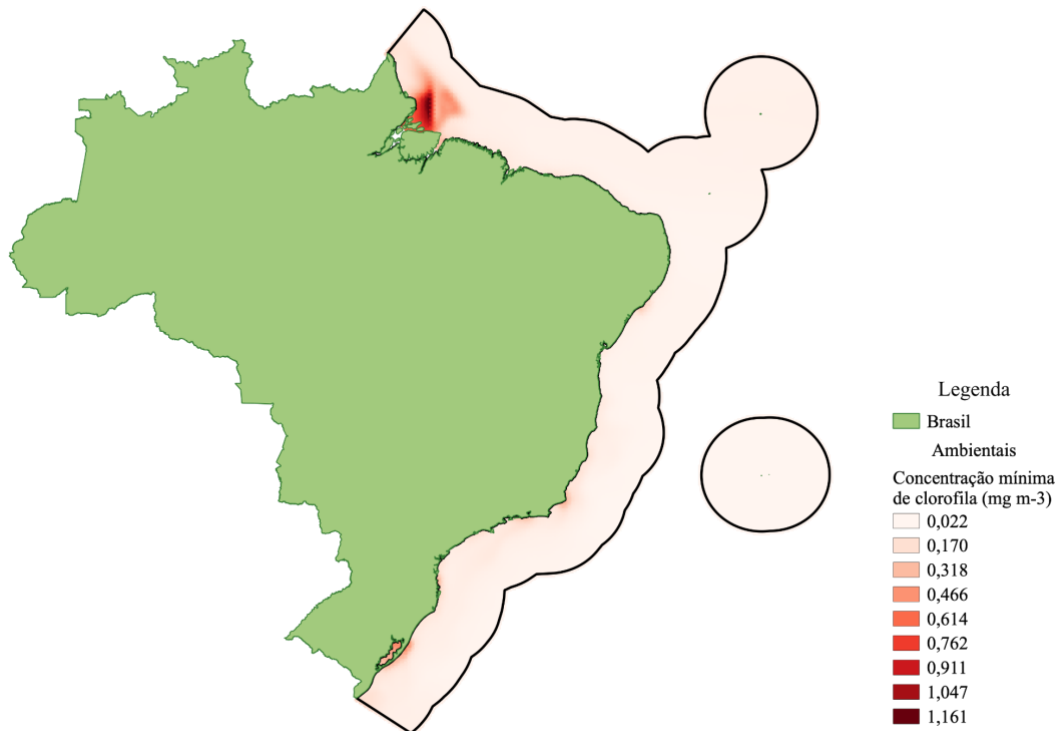
Visto que as bases de dados cujos materiais foram extraídos para a edição e construção das camadas das variáveis ambientais e antrópicas possuem densidades amostrais distintas, abaixo estão incluídos os mapas com a distribuição dos dados de cada uma dessas camadas, possibilitando um melhor discernimento da representatividade desses dados.

Figura 1 – Batimetria.



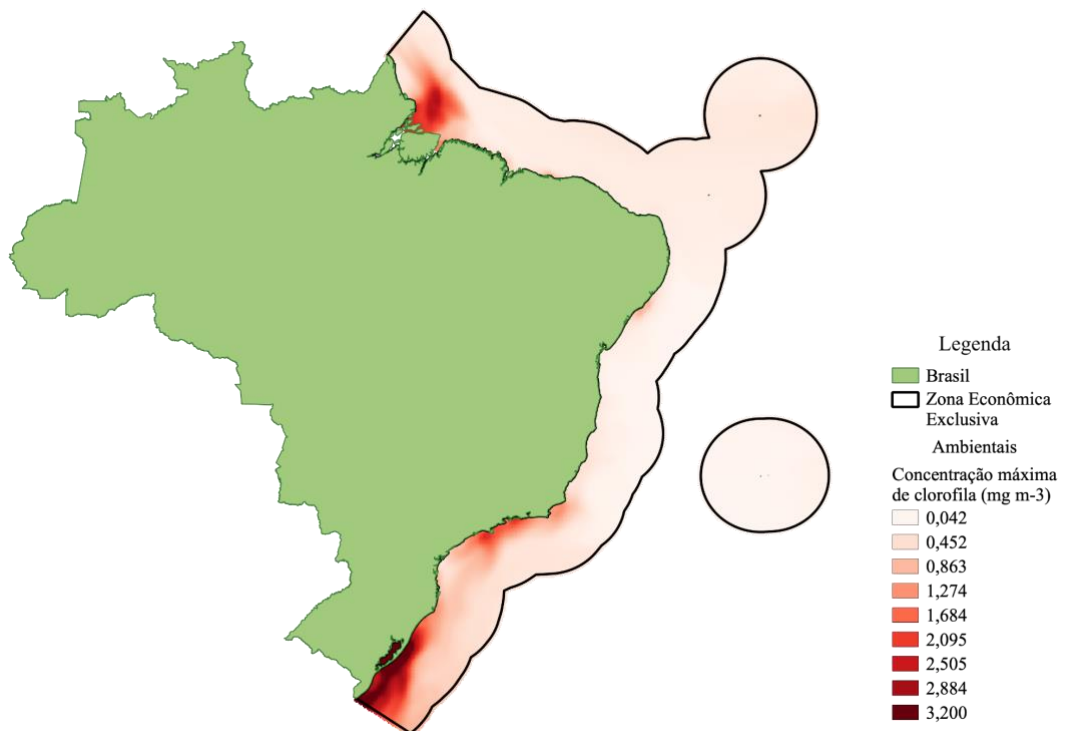
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 2 – Concentração mínima de clorofila.



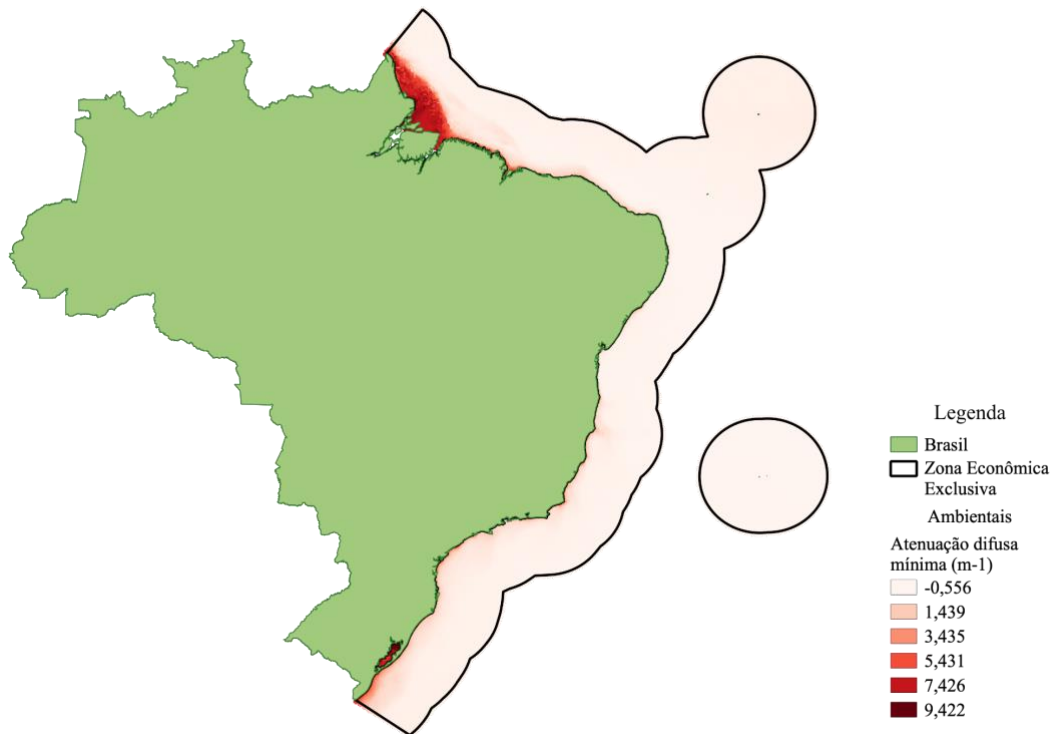
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 3 – Concentração máxima de clorofila.



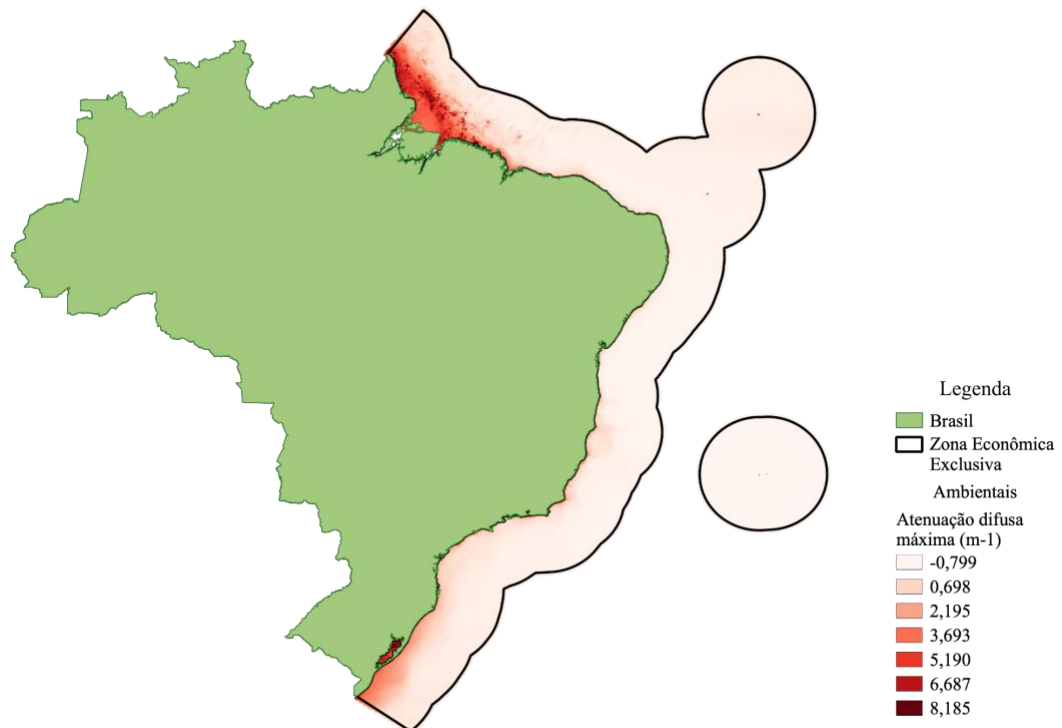
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 4 – Atenuação difusa mínima.



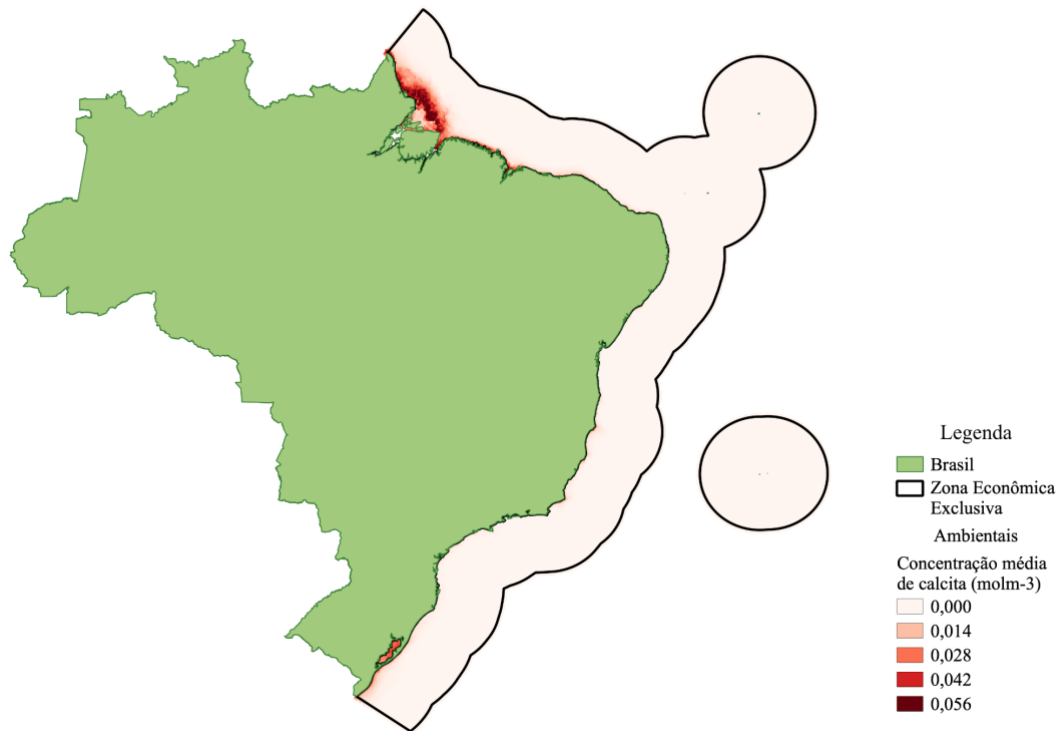
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 5 – Atenuação difusa máxima.



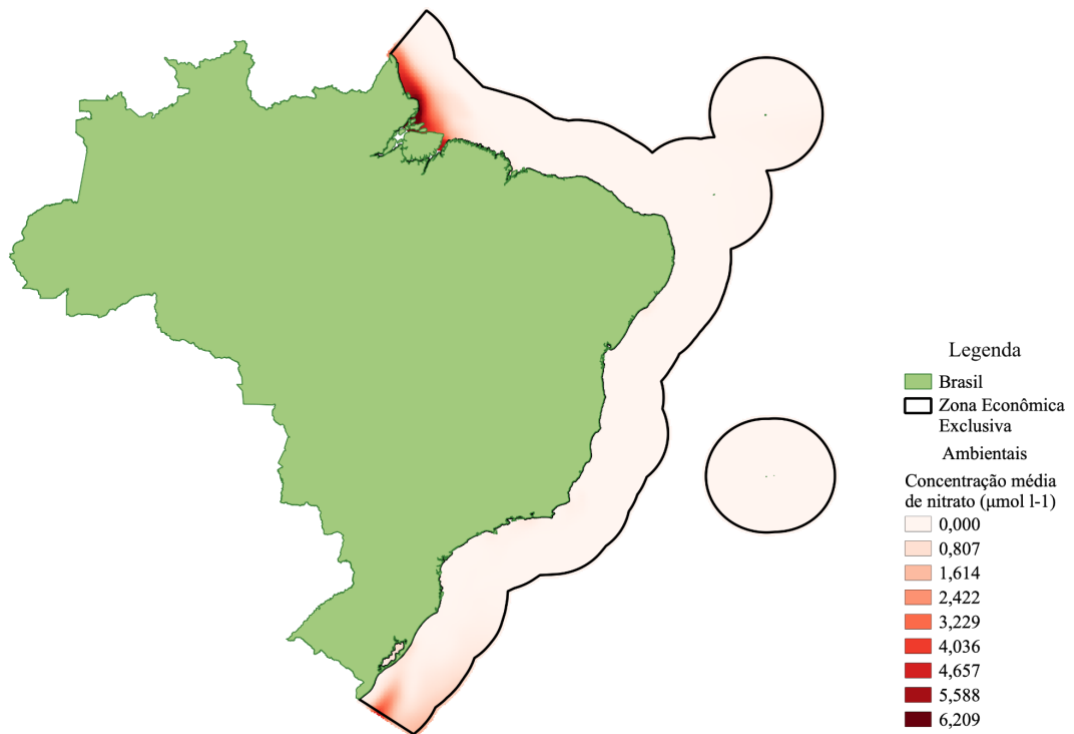
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 6 – Concentração média de calcita.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 7 – Concentração média de nitrato.



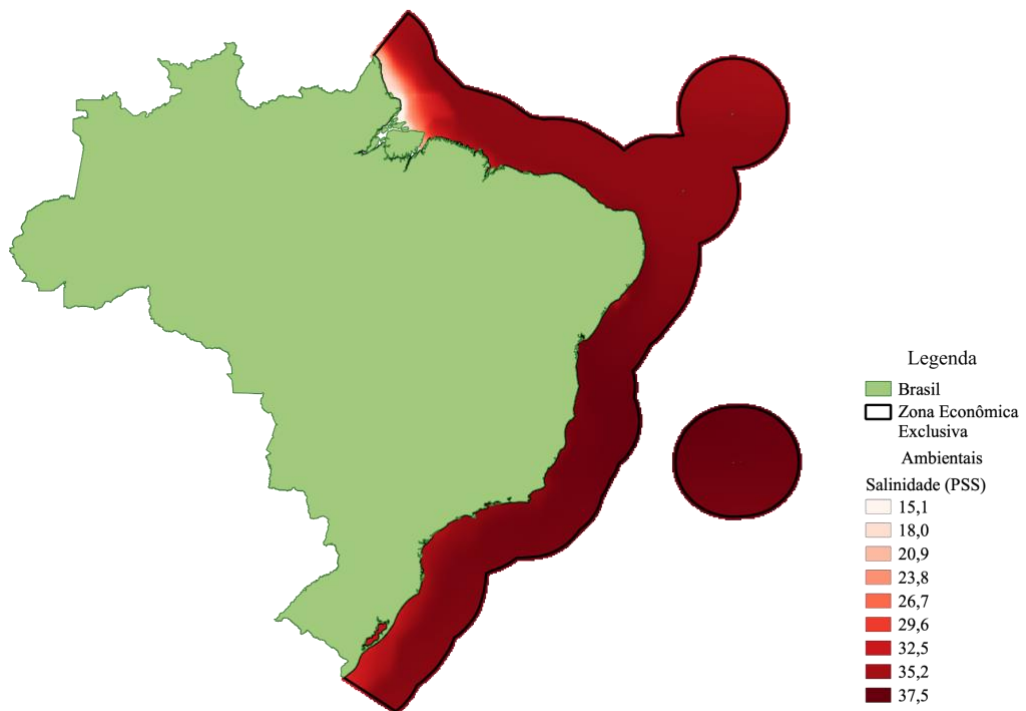
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 8 – Temperatura média da superfície do mar.



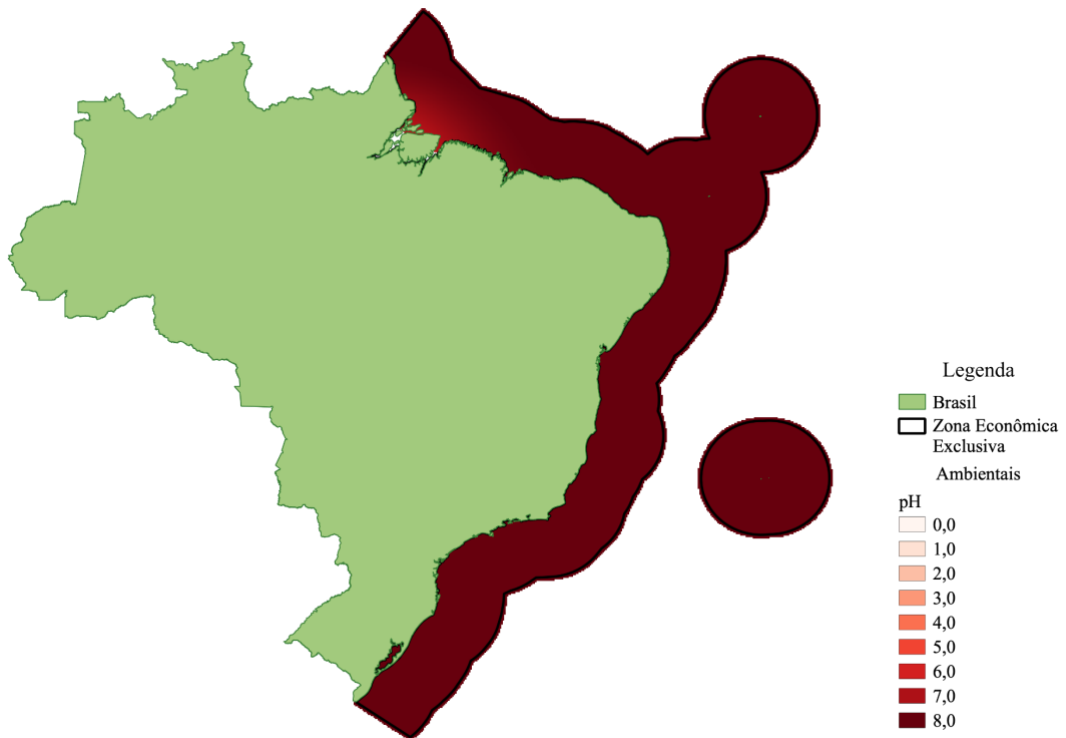
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 9 – Salinidade.



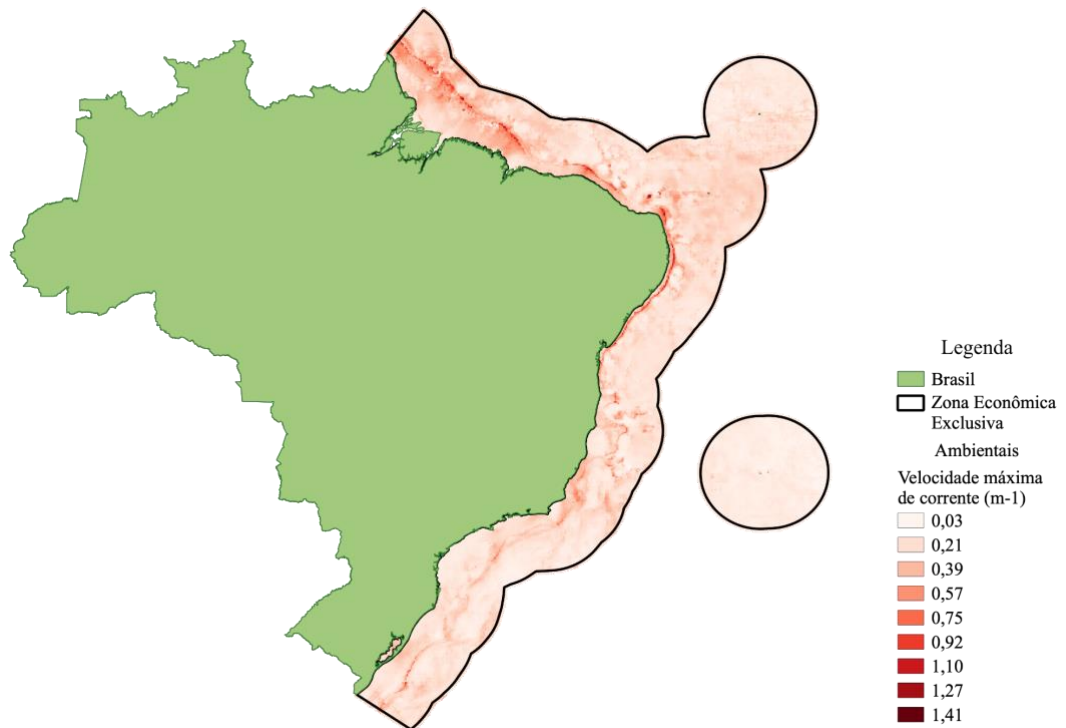
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 10 – pH.



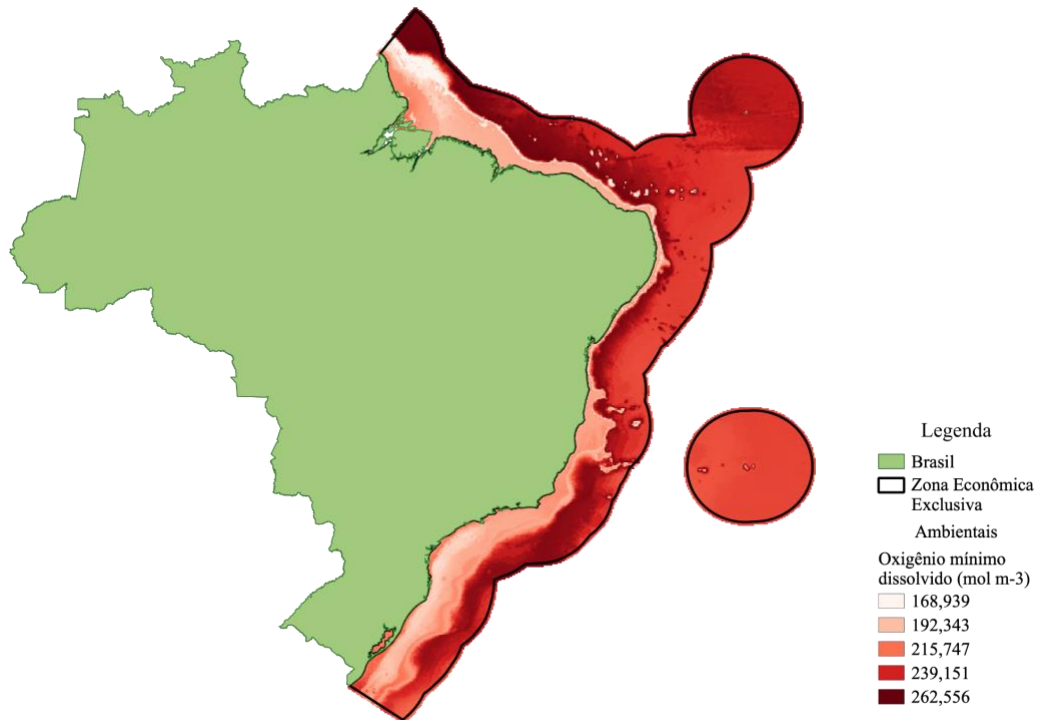
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 11 – Velocidade máxima de corrente.



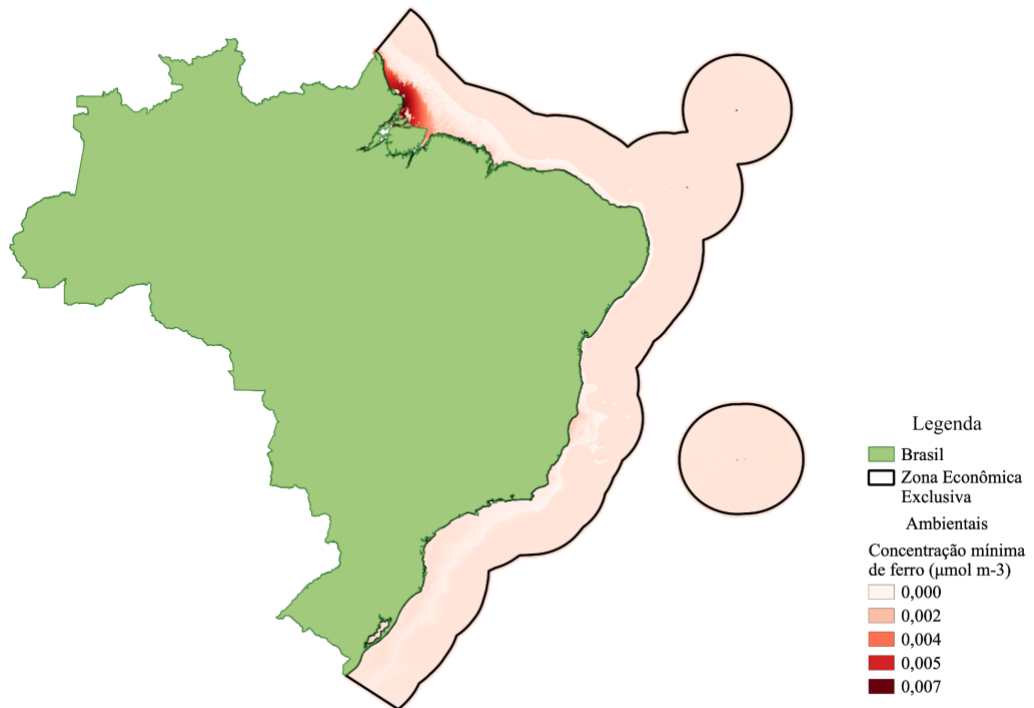
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 12 – Oxigênio mínimo dissolvido.



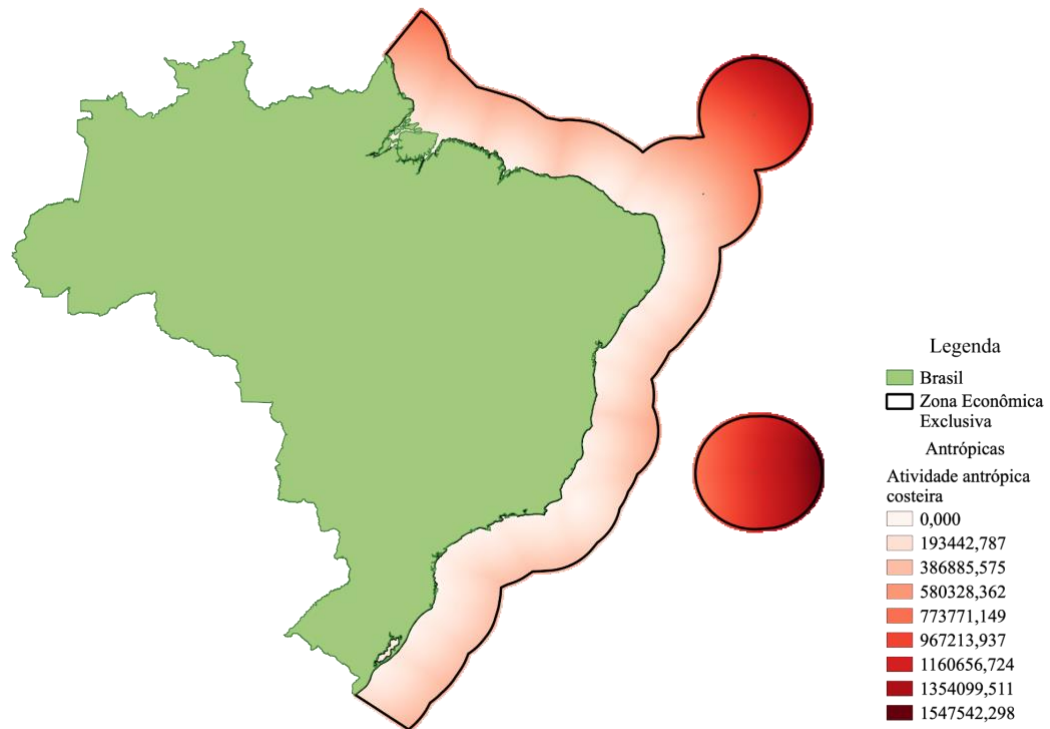
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 13 – Concentração mínima de ferro.



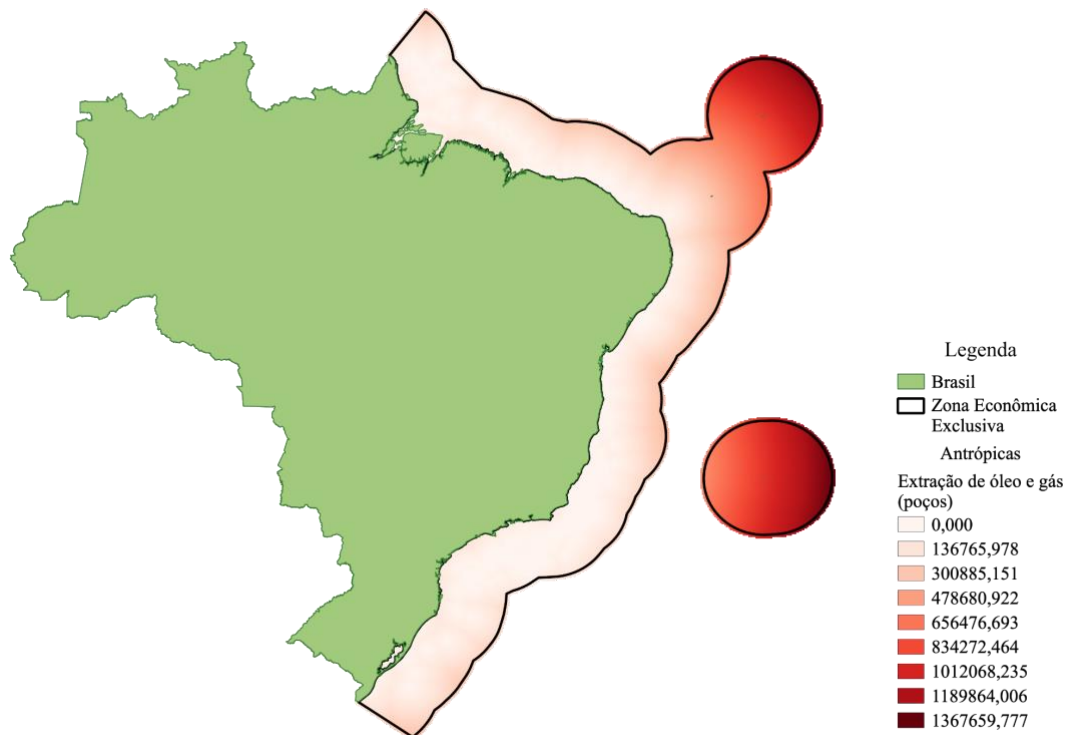
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 14 – Atividade antrópica costeira.



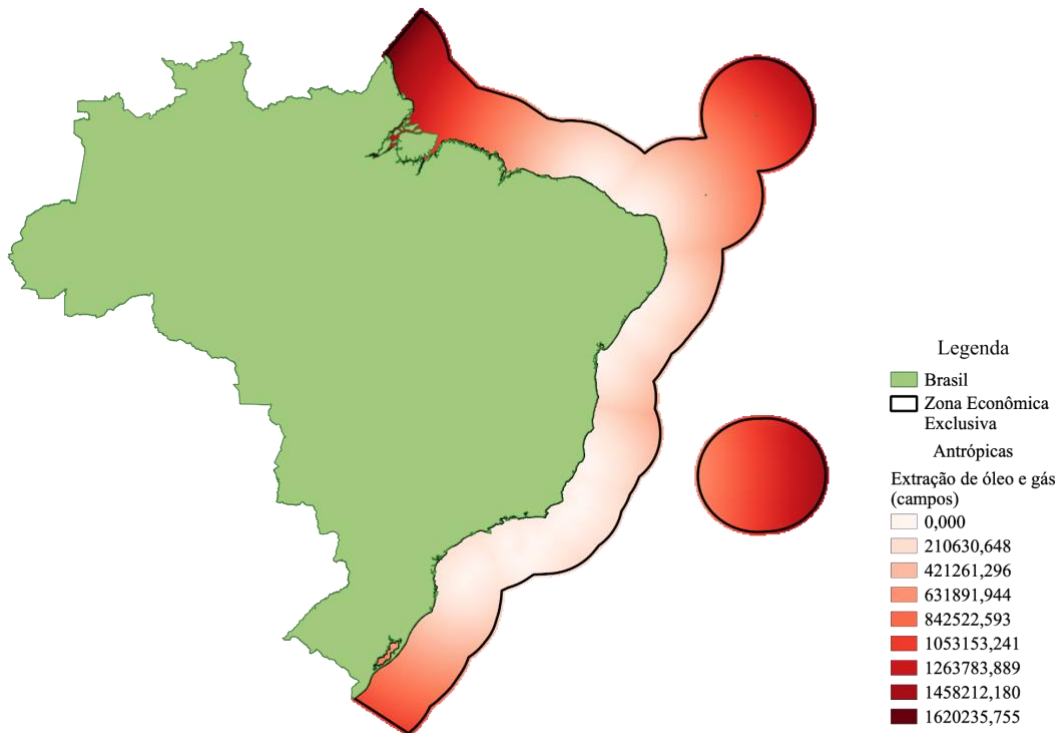
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 15 – Extração de óleo e gás (poços).



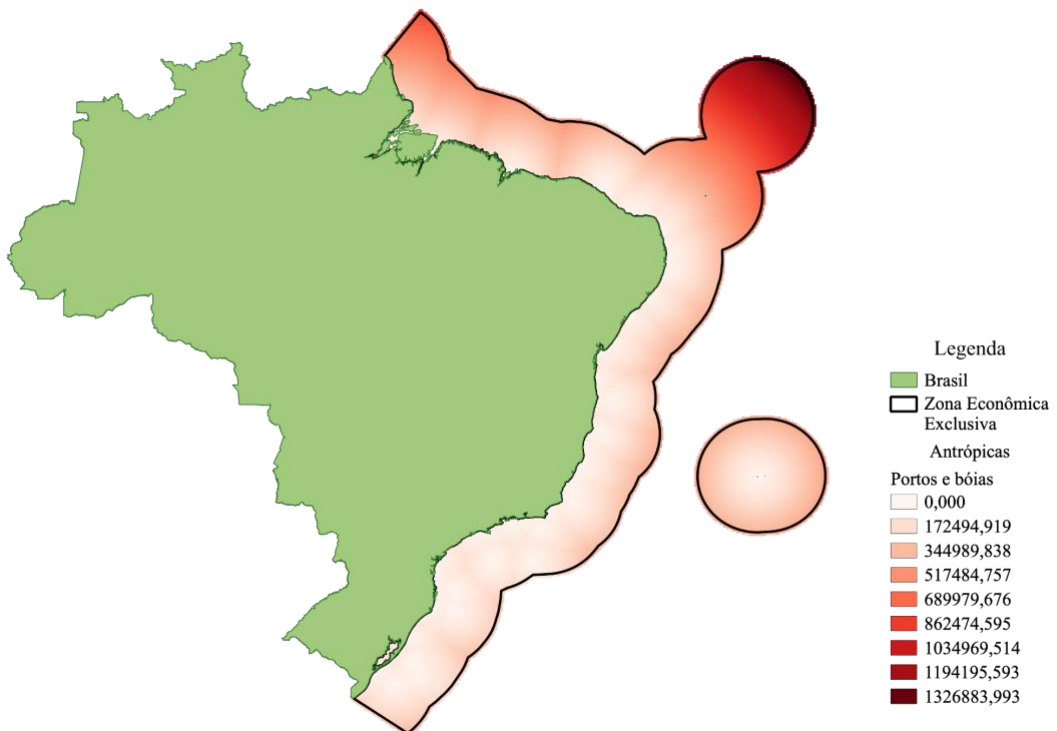
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 16 – Extração de óleo e gás (campos).



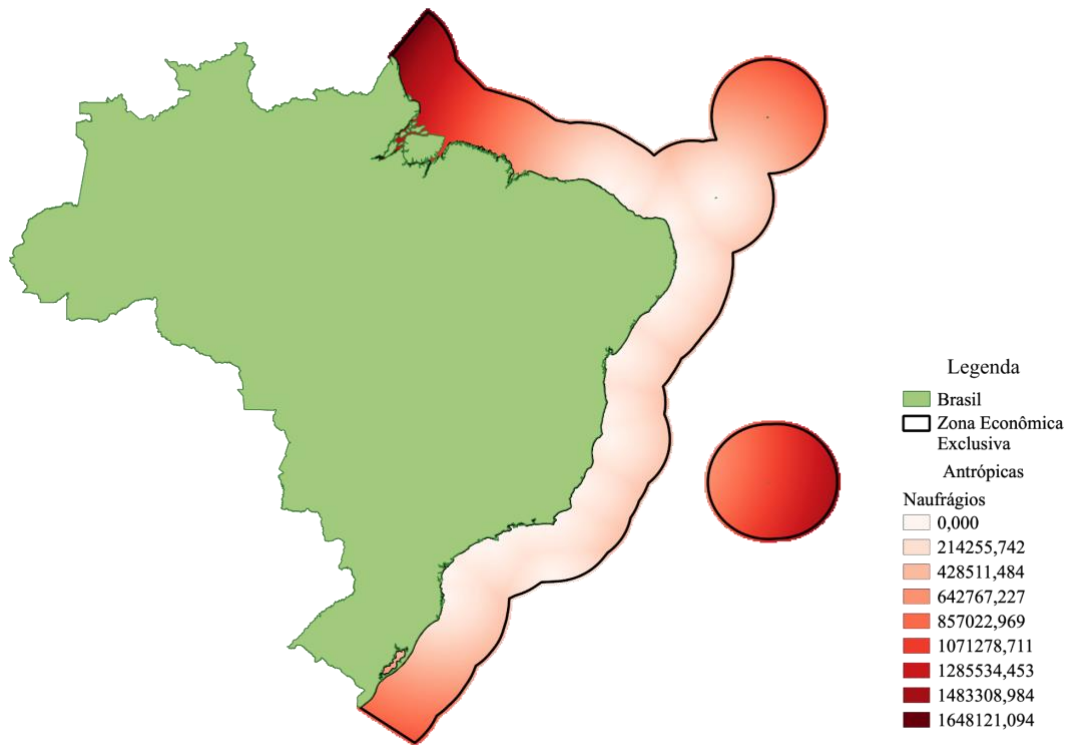
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 17 – Portos e bóias.



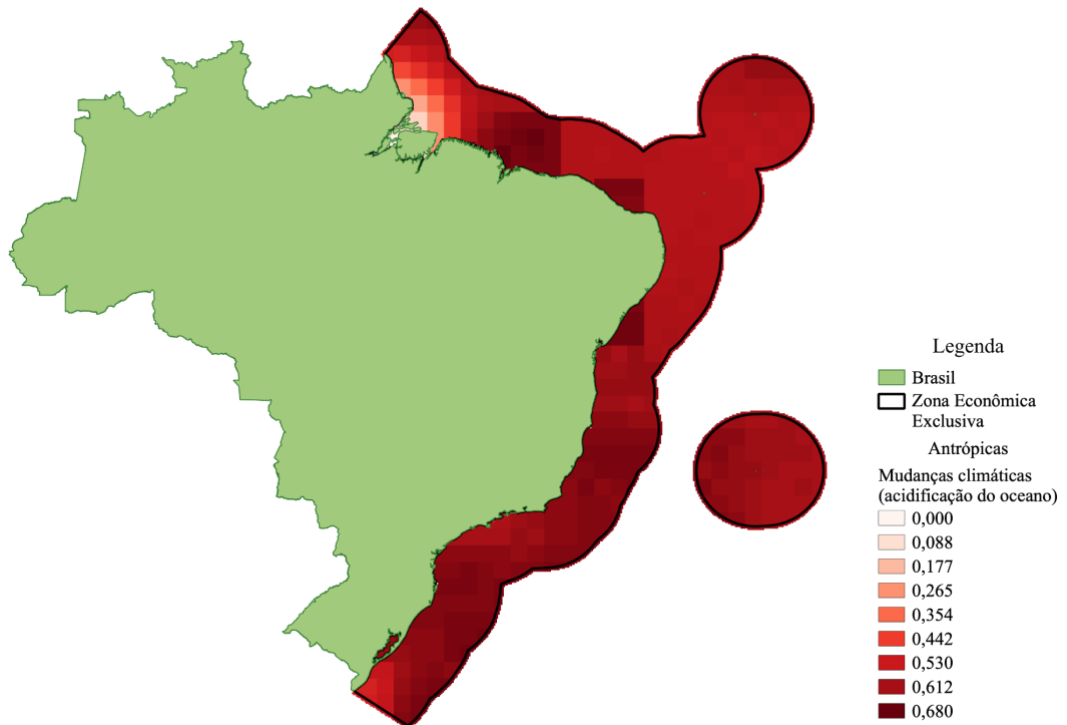
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 18 – Naufrágios.



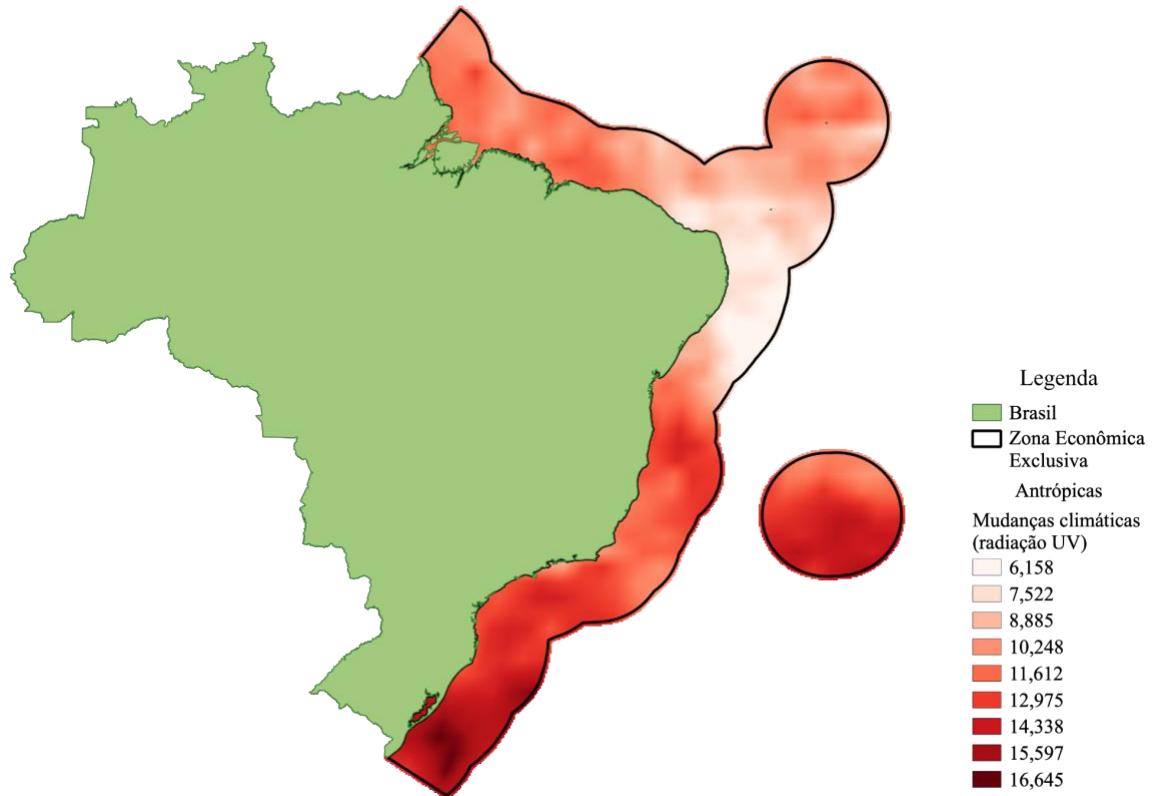
Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 19 – Mudanças climáticas (acidificação do oceano).



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Figura 20 – Mudanças climáticas (radiação UV).

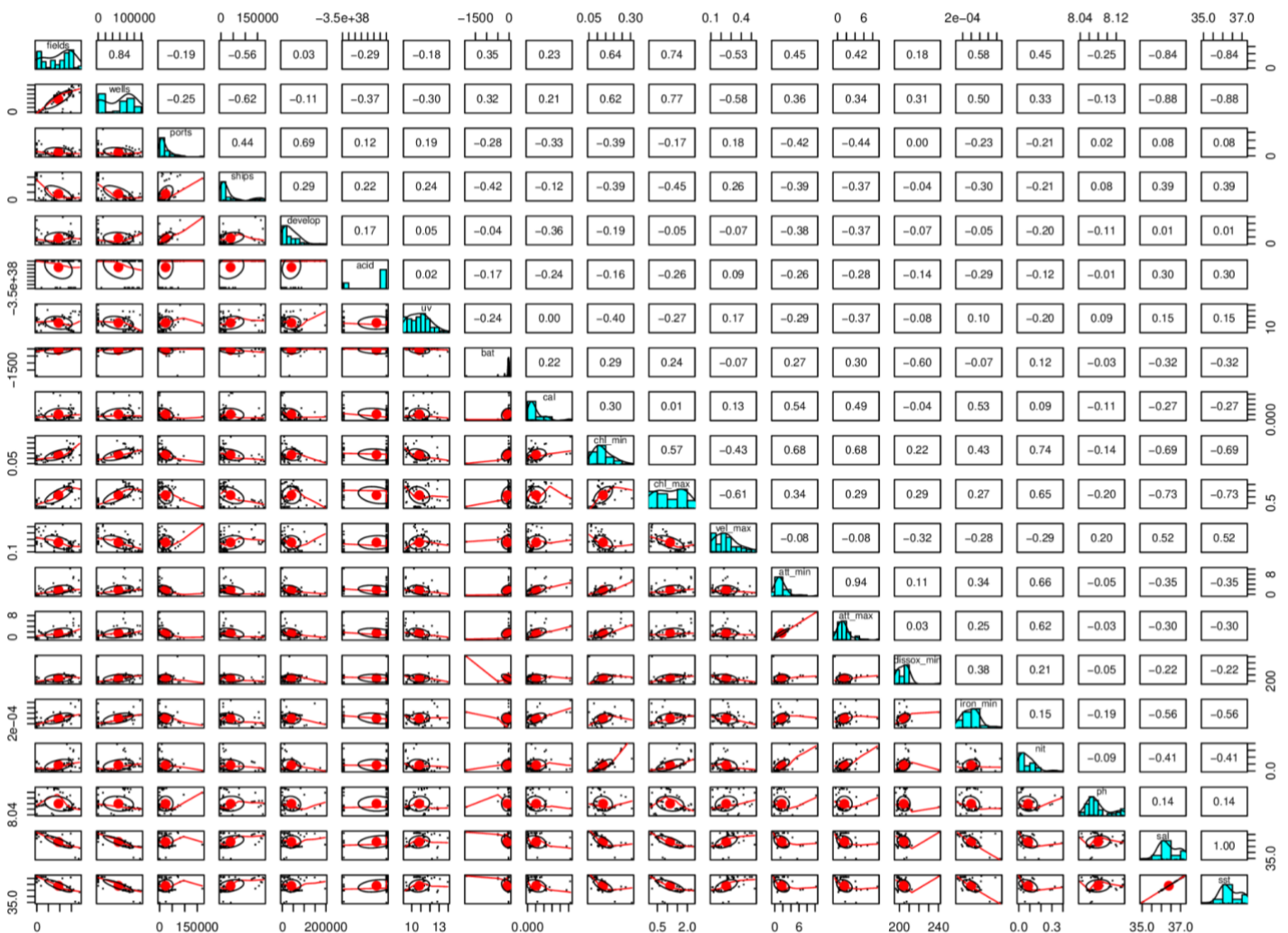


Fonte: Elaborado pela autora (2021).

APÊNDICE C – Painéis de comportamento das variáveis

A fim de evitar o sobreajuste do modelo, além da análise da matriz de correlação, foi feita uma análise exploratória entre todas as variáveis a partir da função *pairs.panels* do pacote *psych* (REVELLE; CONDON, 2019). As matrizes de gráfico de dispersão são muito úteis para descrever os dados, e essa função produz gráficos de dispersão aos pares de todas as variáveis, bem como histogramas, regressões suavizadas localmente e a correlação de Pearson.

Figura 21 – Painéis de comportamento das variáveis. Na figura, abaixo da diagonal estão os gráficos de dispersão *xy* para cada par de variáveis, a linha de regressão mais baixa de ajuste local e uma elipse em torno da média com o comprimento do eixo refletindo um desvio padrão das variáveis *x* e *y*; o eixo *x* em cada gráfico de dispersão representa a variável de coluna, o eixo *y* a variável de linha; acima da diagonal estão os valores calculados da correlação de Pearson.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

**APÊNDICE D – Modelos ajustados de adequabilidade de habitat para o coral-sol
(*Tubastraea* spp.)**

Ulteriormente às análises de fator e de componentes principais, foram ajustados 238 modelos de adequabilidade de habitat para o coral-sol a partir de combinações entre os preditores, considerando a classificação dos mesmos nos domínios. As combinações das variáveis para os modelos ajustados estão descritas na Planilha 1, abaixo.

Planilha 2 – Modelos ajustados de adequabilidade de habitat para o coral-sol (*Tubastraea* spp.). Na planilha, Fields: Extração de óleo e gás (campos); Wells: Extração de óleo e gás (poços); Ports: Portos e bóias; Ships: Naufrágios; Develop: Atividade antrópica costeira; Acid: Mudanças climáticas (acidificação do oceano); UV: Mudanças climáticas (radiação UV); Bat: Batimetria; Cal: Concentração média de calcita; Chl: Concentração máxima de clorofila; Att: Atenuação difusa máxima; Dissox Oxigênio dissolvido mínimo; Iron: Concentração mínima de ferro; Nit: Concentração média de nitrato; e SST: Temperatura média da superfície do mar.

Modelos ajustados de adequabilidade de habitat para o coral-sol (<i>Tubastraea</i> spp.)			
1	Wells+ships+develop+uv+cal+chl+nit+ph+sst	22	Wells+ports+ships+uv+att+dissox+iron+ph+sst
2	Wells+ships+develop+uv+chl+iron+nit+ph+sst	23	Wells+ports+ships+uv+cal+chl+dissox+nit+ph+sst
3	Wells+ships+develop+uv+cal+chl+att+ph+sst	24	Wells+ports+ships+uv+cal+chl+att+dissox+ph+sst
4	Wells+ships+develop+uv+chl+att+iron+ph+sst	25	Fields+ports+ships+uv+cal+chl+nit+ph+sst
5	Wells+ships+develop+uv+att+iron+ph+sst	26	Fields+ports+ships+uv+chl+iron+nit+ph+sst
6	Wells+ships+develop+uv+att+dissox+iron+ph+sst	27	Fields+ports+ships+uv+cal+chl+att+ph+sst
7	Wells+ships+develop+uv+cal+chl+dissox+nit+ph+sst	28	Fields+ports+ships+uv+chl+att+iron+ph+sst
8	Wells+ships+develop+uv+cal+chl+att+dissox+ph+sst	29	Fields+ports+ships+uv+att+iron+ph+sst
9	Fields+ships+develop+uv+cal+chl+nit+ph+sst	30	Fields+ports+ships+uv+att+dissox+iron+ph+sst
10	Fields+ships+develop+uv+chl+iron+nit+ph+sst	31	Fields+ports+ships+uv+cal+chl+dissox+nit+ph+sst
11	Fields+ships+develop+uv+cal+chl+att+ph+sst	32	Fields+ports+ships+uv+cal+chl+att+dissox+ph+sst
12	Fields+ships+develop+uv+chl+att+iron+ph+sst	33	Wells+ships+develop+acid+cal+chl+nit+ph+sst
13	Fields+ships+develop+uv+att+iron+ph+sst	34	Wells+ships+develop+acid+chl+iron+nit+ph+sst
14	Fields+ships+develop+uv+att+dissox+iron+ph+sst	35	Wells+ships+develop+acid+cal+chl+att+ph+sst
15	Fields+ships+develop+uv+cal+chl+dissox+nit+ph+sst	36	Wells+ships+develop+acid+chl+att+iron+ph+sst
16	Fields+ships+develop+uv+cal+chl+att+dissox+ph+sst	37	Wells+ships+develop+acid+att+iron+ph+sst
17	Wells+ports+ships+uv+cal+chl+nit+ph+sst	38	Wells+ships+develop+acid+att+dissox+iron+ph+sst
18	Wells+ports+ships+uv+chl+iron+nit+ph+sst	39	Wells+ships+develop+acid+cal+chl+dissox+nit+ph+sst
19	Wells+ports+ships+uv+cal+chl+att+ph+sst	40	Wells+ships+develop+acid+cal+chl+att+dissox+ph+sst
20	Wells+ports+ships+uv+chl+att+iron+ph+sst	41	Fields+ships+develop+acid+cal+chl+nit+ph+sst
21	Wells+ports+ships+uv+att+iron+ph+sst	42	Fields+ships+develop+acid+chl+iron+nit+ph+sst

43	Fields+ships+develop+acid+cal+chl+att+ph+sst	80	Fields+ports+ships
44	Fields+ships+develop+acid+chl+att+iron+ph+sst	81	Wells+ships+develop+acid
45	Fields+ships+develop+acid+att+iron+ph+sst	82	Ships+develop+acid
46	Fields+ships+develop+acid+att+dissox+iron+ph+sst	83	Wells+develop+acid
47	Fields+ships+develop+acid+cal+chl+dissox+nit+ph+sst	84	Wells+ships+acid
48	Fields+ships+develop+acid+cal+chl+att+dissox+ph+sst	85	Fields+ships+develop+acid
49	Wells+ports+ships+acid+cal+chl+nit+ph+sst	86	Fields+develop+acid
50	Wells+ports+ships+acid+chl+iron+nit+ph+sst	87	Fields+ships+acid
51	Wells+ports+ships+acid+cal+chl+att+ph+sst	88	Wells+ports+ships+acid
52	Wells+ports+ships+acid+chl+att+iron+ph+sst	89	Ports+ships+acid
53	Wells+ports+ships+acid+att+iron+ph+sst	90	Wells+ports+acid
54	Wells+ports+ships+acid+att+dissox+iron+ph+sst	91	Fields+ports+ships+acid
55	Wells+ports+ships+acid+cal+chl+dissox+nit+ph+sst	92	Fields+ports+acid
56	Wells+ports+ships+acid+cal+chl+att+dissox+ph+sst	93	Bat+cal+chl+nit+ph+sst
57	Fields+ports+ships+acid+cal+chl+nit+ph+sst	94	Cal+chl+nit+ph+sst
58	Fields+ports+ships+acid+chl+iron+nit+ph+sst	95	Bat+chl+nit+ph+sst
59	Fields+ports+ships+acid+cal+chl+att+ph+sst	96	Bat+cal+nit+ph+sst
60	Fields+ports+ships+acid+chl+att+iron+ph+sst	97	Bat+cal+chl+ph+sst
61	Fields+ports+ships+acid+att+iron+ph+sst	98	Bat+cal+chl+nit+sst
62	Fields+ports+ships+acid+att+dissox+iron+ph+sst	99	Bat+cal+chl+nit+ph
63	Fields+ports+ships+acid+cal+chl+dissox+nit+ph+sst	100	Chl+nit+ph+sst
64	Fields+ports+ships+acid+cal+chl+att+dissox+ph+sst	101	Bat+nit+ph+sst
65	Wells+ships+develop+uv	102	Bat+cal+ph+sst
66	Ships+develop+uv	103	Bat+cal+chl+sst
67	Wells+develop+uv	104	Bat+cal+chl+nit
68	Wells+ships+uv	105	Cal+nit+ph+sst
69	Wells+ships+develop	106	Cal+chl+ph+sst
70	Fields+ships+develop+uv	107	Cal+chl+nit+sst
71	Fields+develop+uv	108	Cal+chl+nit+ph
72	Fields+ships+uv	109	Bat+chl+ph+sst
73	Wells+ships+develop	110	Bat+chl+nit+sst
74	Wells+ports+ships+uv	111	Bat+chl+nit+ph
75	Ports+ships+uv	112	Bat+cal+nit+sst
76	Wells+ports+uv	113	Bat+cal+nit+ph
77	Wells+ports+ships	114	Bat+cal+chl+ph
78	Fields+ports+ships+uv	115	Bat+chl+iron+nit+ph+sst
79	Fields+ports+uv	116	Chl+iron+nit+ph+sst

117	Bat+iron+nit+ph+sst	154	Chl+att+iron+ph
118	Bat+chl+iron+ph+sst	155	Bat+att+iron+sst
119	Bat+chl+iron+nit+sst	156	Bat+att+iron+ph
120	Bat+chl+iron+nit+ph	157	Bat+chl+att+iron
121	Iron+nit+ph+sst	158	Bat+att+dissox+iron+ph+sst
122	Chl+iron+ph+sst	159	Att+dissox+iron+ph+sst
123	Chl+iron+nit+sst	160	Bat+dissox+iron+ph+sst
124	Chl+iron+nit+ph	161	Bat+att+dissox+ph+sst
125	Bat+iron+ph+sst	162	Bat+att+dissox+iron+sst
126	Bat+iron+nit+sst	163	Bat+att+dissox+iron+ph
127	Bat+iron+nit+ph	164	Dissox+iron+ph+sst
128	Bat+chl+iron+sst	165	Att+dissox+ph+sst
129	Bat+chl+iron+ph	166	Att+dissox+iron+sst
130	Bat+chl+iron+nit	167	Att+dissox+iron+ph
131	Bat+cal+chl+att+ph+sst	168	Bat+dissox+ph+sst
132	Cal+chl+att+ph+sst	169	Bat+dissox+iron+sst
133	Bat+chl+att+ph+sst	170	Bat+dissox+iron+ph
134	Bat+cal+att+ph+sst	171	Bat+att+dissox+sst
135	Bat+cal+chl+att+sst	172	Bat+att+dissox+ph
136	Bat+cal+chl+att+ph	173	Bat+att+dissox+iron
137	Chl+att+ph+sst	174	Bat+cal+chl+dissox+nit+ph+sst
138	Cal+att+ph+sst	175	Bat+cal+chl+att+dissox+ph+sst
139	Cal+chl+att+sst	176	Wells+ships+develop+uv+bat+cal+ph+sst
140	Cal+chl+att+ph	177	Wells+ships+develop+uv+cal+ph+sst
141	Bat+att+ph+sst	178	Wells+ships+develop+uv+bat+chl+ph+sst
142	Bat+chl+att+sst	179	Wells+ships+develop+uv+chl+ph+sst
143	Bat+chl+att+ph	180	Wells+ships+develop+uv+bat+chl+nit+sst
144	Bat+cal+att+sst	181	Wells+ships+develop+uv+chl+nit+sst
145	Bat+cal+att+ph	182	Wells+ships+develop+uv+bat+chl+iron+sst
146	Bat+cal+chl+att	183	Wells+ships+develop+uv+chl+nit+sst
147	Bat+chl+att+iron+ph+sst	184	Wells+ships+develop+uv+chl+att+iron+ph
148	Chl+att+iron+ph+sst	185	Wells+ports+ships+uv+bat+cal+ph+sst
149	Bat+att+iron+ph+sst	186	Wells+ports+ships+uv+cal+ph+sst
150	Bat+chl+att+iron+sst	187	Wells+ports+ships+uv+bat+chl+ph+sst
151	Bat+chl+att+iron+ph	188	Wells+ports+ships+uv+chl+ph+sst
152	Att+iron+ph+sst	189	Wells+ports+ships+uv+bat+chl+nit+sst
153	Chl+att+iron+sst	190	Wells+ports+ships+uv+chl+nit+sst

191	Wells+ports+ships+uv+bat+chl+iron+sst	215	Wells+ports+ships+acid+chl+ph+sst
192	Wells+ports+ships+uv+chl+nit+sst	216	Wells+ports+ships+acid+bat+chl+nit+sst
193	Wells+ports+ships+uv+chl+att+iron+ph	217	Wells+ports+ships+acid+chl+nit+sst
194	Wells+ports+uv+bat+cal+ph+sst	218	Wells+ports+ships+acid+bat+chl+iron+sst
195	Wells+ports+uv+cal+ph+sst	219	Wells+ports+ships+acid+chl+nit+sst
196	Wells+ports+uv+bat+chl+ph+sst	220	Wells+ports+ships+acid+chl+att+iron+ph
197	Wells+ports+uv+chl+ph+sst	221	Fields+ships+acid+bat+cal+ph+sst
198	Wells+ports+uv+bat+chl+nit+sst	222	Fields+ships+acid+cal+ph+sst
199	Wells+ports+uv+chl+nit+sst	223	Fields+ships+acid+bat+chl+ph+sst
200	Wells+ports+uv+bat+chl+iron+sst	224	Fields+ships+acid+chl+ph+sst
201	Wells+ports+uv+chl+nit+sst	225	Fields+ships+acid+bat+chl+nit+sst
202	Wells+ports+uv+chl+att+iron+ph	226	Fields+ships+acid+chl+nit+sst
203	Wells+ports+ships+bat+cal+ph+sst	227	Fields+ships+acid+bat+chl+iron+sst
204	Wells+ports+ships+cal+ph+sst	228	Fields+ships+acid+chl+nit+sst
205	Wells+ports+ships+bat+chl+ph+sst	229	Fields+ships+acid+chl+att+iron+ph
206	Wells+ports+ships+chl+ph+sst	230	Wells+ports+acid+bat+cal+ph+sst
207	Wells+ports+ships+bat+chl+nit+sst	231	Wells+ports+acid+cal+ph+sst
208	Wells+ports+ships+chl+nit+sst	232	Wells+ports+acid+bat+chl+ph+sst
209	Wells+ports+ships+bat+chl+iron+sst	233	Wells+ports+acid+chl+ph+sst
210	Wells+ports+ships+chl+nit+sst	234	Wells+ports+acid+bat+chl+nit+sst
211	Wells+ports+ships+chl+att+iron+ph	235	Wells+ports+acid+chl+nit+sst
212	Wells+ports+ships+acid+bat+cal+ph+sst	236	Wells+ports+acid+bat+chl+iron+sst
213	Wells+ports+ships+acid+cal+ph+sst	237	Wells+ports+acid+chl+nit+sst
214	Wells+ports+ships+acid+bat+chl+ph+sst	238	Wells+ports+acid+chl+att+iron+ph

Fonte: Elaborada pela autora (2021).

APÊNDICE E – Média da importância das variáveis para os melhores modelos

Para todos os modelos que apresentaram as melhores performances, a variável mais importante foi a extração de óleo e gás para todas as metodologias. Outra variável que se destacou foi a distância para portos e bóias, que foi a segunda variável mais importante nas metodologias GLM e GBM para os modelos 191, 195 e 219. Para *Random Forests*, a segunda variável mais importante para os modelos 191 e 195 foi mudanças climáticas, e para o 219 foi concentração máxima de clorofila. Já, para o modelo 236, distância para portos e bóias variável foi a segunda mais importante para GBM e empatou em segunda posição com a concentração máxima de clorofila para RF. Para GLM, o segundo preditor mais importante foi temperatura da superfície do mar. Esses resultados confirmam a hipótese de que os preditores antrópicos teriam maior importância que os preditores ambientais nos modelos de distribuição potencial (Planilha 2).

Planilha 2 – Média da importância das variáveis para os melhores modelos.

Modelos ajustados	191			195			219			236		
	GLM	GBM	RF	GLM	GBM	RF	GLM	GBM	RF	GLM	GBM	RF
Batimetria	0,000	0,013	0,026	-	-	-	-	-	-	0,000	0,003	0,011
Concentração máxima de clorofila	0,000	0,042	0,025	-	-	-	0,000	0,097	0,059	0,000	0,083	0,048
Concentração média de calcita	-	-	-	0,000	0,009	0,037	-	-	-	-	-	-
Concentração média de nitrato	-	-	-	-	-	-	0,000	0,016	0,018	-	-	-
Temperatura da superfície do mar	0,279	0,004	0,019	0,231	0,008	0,024	0,248	0,010	0,029	0,327	0,006	0,028
pH	-	-	-	0,000	0,036	0,099	-	-	-	-	-	-
Concentração média de ferro	0,000	0,083	0,032	-	-	-	-	-	-	0,000	0,048	0,033

Extração de óleo e gás (poços)	0,930	0,151	0,074	0,930	0,494	0,174	0,989	0,297	0,157	1,000	0,154	0,137
Portos e bóias	0,312	0,085	0,042	0,327	0,143	0,054	0,303	0,164	0,056	0,274	0,073	0,048
Navalégios	0,000	0,013	0,013	-	-	-	0,000	0,059	0,027	-	-	-
Mudanças climáticas (acidificação do oceano)	-	-	-	-	-	-	0,000	0,029	0,030	0,000	0,020	0,024
Mudanças climáticas (radiação UV)	0,000	0,019	0,045	0,000	0,077	0,163	-	-	-	-	-	-

Fonte: Elaborado pela autora (2021).