



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS FÍSICAS E MATEMÁTICAS
COORDENADORA ESPECIAL DE OCEANOGRAFIA
CURSO DE OCEANOGRAFIA

Victoria Rus Peres Raucci

O vilão dos costões rochosos no Atlântico Sul: como o coral-sol (*Tubastraea coccinea* Lesson, 1830) se relaciona com as formações do substrato rochoso nas ilhas da costa catarinense?

Florianópolis

2025

Victoria Rus Peres Raucci

O vilão dos costões rochosos no Atlântico Sul: como o coral-sol (*Tubastraea coccinea* Lesson, 1830) se relaciona com as formações do substrato rochoso nas ilhas da costa catarinense?

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Oceanografia do Centro de Ciências Físicas e Matemáticas da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharela em Oceanografia.

Orientador: Dr. Thiago Cesar Lima Silveira
Co-orientadora: Dra. Bárbara Segal

Florianópolis

2025

Ficha catalográfica gerada por meio de sistema automatizado gerenciado pela
BU/UFSC.Dados inseridos pelo próprio autor.

Rus Peres Raucci, Victoria

O vilão dos costões rochosos no Atlântico Sul : como o coral-sol (*Tubastraea coccinea* Lesson, 1830) se relaciona com as formações do substrato rochoso nas ilhas da costa catarinense? / Victoria Rus Peres Raucci ; orientador, Thiago Cesar Lima Silveira, coorientadora, Bárbara Segal, 2025.

79 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Físicas e Matemáticas, Graduação em Oceanografia, Florianópolis, 2025.

Inclui referências.

1. Oceanografia. 2. Espécie exótica invasora. 3. Padrão de estabelecimento. 4. Unidade de conservação. 5. Modelagem de adequabilidade de habitat. I. Silveira, Thiago Cesar Lima. II. Segal, Bárbara. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Oceanografia. IV. Título.

Victoria Rus Peres Raucci

O vilão dos costões rochosos no Atlântico Sul: como o coral-sol (*Tubastraea coccinea* Lesson, 1830) se relaciona com as formações do substrato rochoso nas ilhas da costa catarinense?

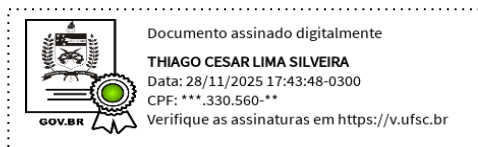
Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de Bacharel e aprovado em sua forma final pelo Curso de Oceanografia.

Florianópolis, 13 de novembro de 2025.



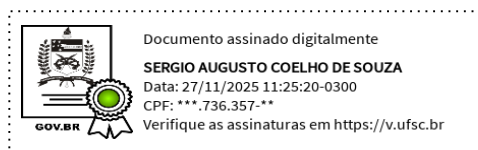
Coordenação do Curso

Banca examinadora



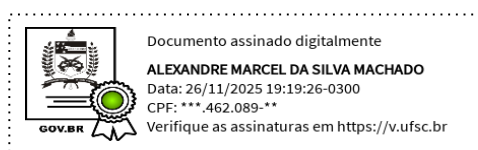
Thiago Cesar Lima Silveira, Dr.

Orientador



Sérgio Augusto Coelho Souza, Dr.

Universidade de São Paulo



Alexandre Marcel da Silva Machado, Dr.

Universidade Federal de Santa Catarina

Florianópolis, 2025.

Dedico este trabalho a todos que acreditam na força da ciência e que permanecem firmes, mesmo diante das pressões do sistema, em seus princípios éticos.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer, primeiramente, a minha mãe. A pessoa que nunca mediu esforços para me apoiar, que me incentivou a realizar esse sonho mesmo a mil quilômetros de distância, que abriu mão das próprias necessidades com um sorriso no rosto para que eu pudesse trilhar esse caminho. A pessoa que me educou, que me mostrou a importância dos princípios e valores e que nunca deixou de estar ao meu lado. Michelli aprendeu muito com a vó Bila, e hoje tenho a honra em dizer que aprendi com a minha mãe os ensinamentos de minha avó.

Vó Bila é um outro exemplo de mulher que eu quero ser quando crescer. Do coração que quero ter mesmo em meio a um mundo tão cruel. Ela quem cuidava de mim e de minhas irmãs enquanto meus pais trabalhavam durante horas árduas para tentar nos dar do bom e do melhor. Foi na casa dela onde eu basicamente aprendi a ser criança, onde a maioria das minhas cicatrizes nasceram e onde cultivei memórias muito felizes com a minha família. Onde eu tive espaço pra imaginar, pra criar... pra começar a construir o que sou hoje.

Mesmo sendo a mais velha, minhas duas irmãs me ensinaram e ensinam muito. Estar no mundo acompanhada desde pequena me fez saber compartilhar, ter empatia e cuidar do outro. Me fez ver que construir em conjunto é mais legal, mesmo que não seja exatamente aquilo que eu tenha pensado, mas que de alguma forma ficou muito mais interessante. Giovanna me mostrou que às vezes é importante fazer careta em momentos sérios. Isabella, mesmo tão pequena, me deu coragem de ser quem eu era através da sua liberdade em se vestir. Juntas me mostraram que somos muito diferentes, mas também me mostraram o porquê fomos escolhidas para estarmos juntas até o fim da vida.

Agradeço ao meu pai, que mesmo escolhendo não ser presente durante a uma parte da sua vida, vivemos lindos momentos na minha infância. Empinando pipa, andando de trator, brincando de carrinho. Por adversidades da vida hoje ele não tem mais o poder de escolha, mas sei que onde estiver está orgulhoso de mim e provavelmente ouvindo Britney Spears. Renato, você sempre será lembrado.

Agradeço também aos familiares que me apoiaram, mesmo que indiretamente, nessa loucura de estudar longe. Minhas tias Andréa e Aretusa, meus tios Sandro, Milinho e Emerson, meus primos Brendon e Thamires... até a minha vó

Lúcia e tia Rebeca. Meus pets companheiros Maré, Pantera e Amy, e todos os que fazem parte da família e que já fizeram (Kyra, saudades).

Deixei muitas coisas pra trás quando me mudei, mas sigo carregando no peito as coisas que amei. A cultura hip hop, a resiliência do muay thai, os ensinamentos da escola e da rua. As pessoas que tive o prazer de conhecer, amigos de infância, do colégio, do cursinho. Pessoas que quando encontro, a conexão é a mesma. Minhas grandes amigas Ana, Bianca, Isabela, Madu e Raiane, que sempre se fizeram presentes. Meu amigo Zé. Obrigada!

Aqui cultivei uma rede de apoio incrível desde que cheguei. Um muito obrigada aos que fizeram parte dessa nova etapa da minha vida, que plantaram sementinhas e me ajudaram a regá-las. Fiz grandes amizades que levarei pra sempre no lugar mais lindo do coração. Um agradecimento especial pros meus amigos da Oceanografia, com quem convivi diariamente e não poderia escolher pessoas melhores. Elo, Manu, Alice, Fe Mil, Fer Wivian, Rafa, Renatinha, Laurão, obrigada por terem me ajudado a chegar até aqui. Meu amigo Fernando, obrigada por ter sido minha grande companhia de RU e ouvinte dos meus desabafos nos últimos dias. Carina, minha namorada, obrigada por ter me acolhido e entendido mesmo quando nem eu mesma estava disposta a isso, por ter me ajudado a seguir muitas vezes sem forças e por caminhar comigo nessa estrada maluca da vida. Família da Carina, obrigada por serem minha família também.

Além dos amigos, a Oceanografia me deu a chance de compor o Laboratório de Ecologia de Ambientes Recifais, onde iniciei minha trajetória científica e alcancei o marco final da graduação. Ali entendi o meu amor pelos recifes e suas cores, aprendi muita coisa com gente f*** e desbravei águas lindas. Agradeço à prof. Bárbara pela oportunidade, por todos os ensinamentos e por ser uma inspiração de mulher na ciência. Uma mulher forte, guerreira e que não abaixa a cabeça pra ninguém. Agradeço aos colegas que fiz nesse espaço, Leti, Bianca, Cami, Pedro, Clara e Tai, e as trocas que pudemos ter durante alguns cafezinhos e vivências em congressos, além do MC que fortaleceu nas referências e nos mapas e do Henrique que foi meu suporte técnico durante a defesa. Agradeço ao PACS Arvoredo e equipe, Márcio e Ricardo principalmente pela companhia de sala, pelas trocas e pelas oportunidades que me proporcionaram nos congressos, no mergulho... na vida. Agradeço, em especial, meu pai da ciência Thiago. Com ele aprendi basicamente tudo sobre as nossas ferramentas de trabalho, mas aprendi muito mais

sobre a vida. Obrigada pelo apoio, pela parceria, dedicação, tempo... obrigada por acreditar em mim e depositar suas fichas científicas. É um prazer imenso trabalhar com você, não só pelo seu conhecimento, mas também pela pessoa que é. É um exemplo de pai, de orientador, de pesquisador. Te admiro muito, obrigada por tudo. Ah muleque!

A todos os professores que tive na minha trajetória, obrigada por exercerem essa profissão tão linda e serem meus maiores exemplos. Muitos de vocês acreditaram mais em mim do que eu mesma, então isso também é por vocês e pra vocês. Meus professores da Oceanografia, obrigada por semearem e compartilharem tantas vivências e conhecimento contribuindo pra minha formação profissional e também pessoal. Foi com alguns de vocês que entendi ainda mais a importância dos nossos princípios e ética, coisa que não se vende. Obrigada prof. Ale pela sua compaixão e empatia. Obrigada prof. Carla pela nossa conversa na SEA, foi muito importante pra mim.

Agradeço à Universidade Federal de Santa Catarina por tornar essa formação possível, a todos os servidores do RU, da BU, trabalhadores da limpeza, técnicos-administrativos... todos que fazem acontecer o dia-a-dia dentro da universidade. Núbia, obrigada por tudo que faz pela Oceanografia. Palavras não são o suficiente pros seus milagres, mas saiba que sou muito grata pela sua existência e inteligência. Acima de tudo, obrigada à população brasileira, que paga impostos e mantém vivo esse direito essencial e básico de educação pública, gratuita e de qualidade.

Juliana, minha psicóloga, obrigada por me ouvir, por me ajudar a lembrar sempre quem eu sou e por me manter sã (o máximo possível) durante os últimos anos.

À banca, Alexandre e Sérgio, agradeço por aceitarem o convite e disponibilizarem um tempo pra participar e contribuir com esse processo tão importante na graduação, me enriquecendo como pesquisadora. Marcelo, obrigada por se colocar à disposição caso algo saísse do planejado. É um prazer ter vocês.

E por último, mas não menos importante, agradeço a mim mesma. Por ter seguido firme no meu objetivo, por ter segurado as pontas, por ter saído da zona de conforto. Pela coragem de ir atrás dos meus sonhos, mesmo em meio a tantas dificuldades. Pelas idas à praia, pela vontade de conhecer o novo, pela sede de aventura. Por estar aprendendo a parar e me escutar. Por não ter desistido mesmo

quando perdi pessoas importantes. Por estar aceitando quem eu sou, inclusive o lado não tão florido. Agradeço a minha fé. Eu sou cais.

RESUMO

O coral-sol *Tubastraea coccinea* (Cnidaria: Scleractinea) foi introduzido no Brasil através da bioincrustação em estruturas petrolíferas. Atualmente, distribui-se amplamente pela costa, colonizando estruturas artificiais, recifes rochosos e coralíneos. O primeiro registro no sul do Brasil e, até então, o mais austral do Atlântico Sul, ocorreu em 2012 na Reserva Biológica Marinha do Arvoredo seguido de novas detecções nos anos seguintes, evidenciando rápida dispersão na área de ilhas rochosas. Como a detecção e gestão de bioinvasões marinhas pode ser dificultada pela limitação de recursos e vasta extensão da maioria dos habitats, o monitoramento sistemático de Espécies Exóticas Invasoras aliado a modelos de adequabilidade de habitat se mostra uma ferramenta estratégica para a gestão, atuando em conjunto com os princípios da detecção precoce e resposta rápida (DPRR). Assim, este trabalho buscou analisar a relação entre as formações dos costões rochosos e a ocorrência de *T. coccinea* na costa catarinense. Cada localidade foi monitorada por mergulho autônomo e *snorkelling* e a ocorrência de coral-sol foi quantificada por uma escala semi-quantitativa de abundância (DAFOR). As formações do substrato rochoso foram classificadas em Grutas e Cavernas (GC), Tocas e Fendas (TF), Rochas Pequenas e Médias (RPM), Matacões e Paredões (MP) e Lajes (L), e sua área de abrangência quantificada por uma escala semi-quantitativa de abrangência (DAFOR-GEO). A modelagem de adequabilidade de habitat (MAH) foi desenvolvida através de Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) e as comparações de performances foram feitas pelos valores do Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc) e pela análise visual da distribuição de resíduos (AVDR). A priorização de áreas para monitoramento e detecção precoce foi obtida pelas predições da medida de abundância relativa estimadas pelos modelos estatísticos mais parcimoniosos. Os resultados indicam que *T. coccinea* estabelece relações positivas com TF, MP e GC na área de estudo, além de uma relação negativa com RPM e L, caracterizando um padrão de preferência para o seu estabelecimento em costões rochosos. Áreas com a maior média de características geomorfológicas como as citadas possuem maior probabilidade de ocorrência de coral-sol, evidenciando na costa de Santa Catarina regiões localizadas majoritariamente na REBIO Arvoredo e em seu entorno imediato, além da península de Bombinhas e do Arquipélago Tamboretes no Parque Estadual Acaraí. A aplicação da metodologia no caso de *T. coccinea* contribui para o manejo ao identificar e priorizar as localidades mais suscetíveis à invasão, otimizando esforços e recursos ao apontar habitats favoráveis ao estabelecimento da espécie. A entrada de novos dados tende a promover um melhor ajuste para o modelo, proporcionando uma ferramenta de longa vida ao considerar uma condição abiótica que não se altera na escala de tempo humana. Entende-se que o estudo possui um caráter preliminar que pode ser aprimorado para uma melhor interpretação dos dados e consequente uso para a gestão ambiental.

Palavras-chave: geomorfologia; espécie exótica invasora; modelagem de adequabilidade de habitat; padrão de estabelecimento; áreas marinhas protegidas.

ABSTRACT

Sun coral *Tubastraea coccinea* (Cnidaria: Scleractinea) was introduced into Brazil through biofouling on oil structures. It is now widely distributed along the coast, colonizing artificial structures, rocky reefs and coral reefs. The first record for southern Brazil and, until now, the southernmost in the South Atlantic, occurred in 2012 at the Arvoredo Marine Biological Reserve, and was followed by further detections in subsequent years, evidencing rapid dispersion in the rocky-island environment. Because detection and management of marine bioinvasions can be hampered by limited resources and vast extent of most habitats, systematic monitoring of invasive alien species allied to habitat suitability models emerges as a strategic tool for management, working together with the principles of early detection and rapid response (EDRR). Thus, this study aimed to analyze the relationship between the formations of rocky shores and the occurrence of *T. coccinea* along the coast of Santa Catarina. Each locality was monitored by scuba diving and snorkelling, and the occurrence of sun coral was quantified using a semi-quantitative abundance scale (DAFOR). Rocky substrate formations were classified into caves and caverns (GC), burrows and crevices (TF), small and medium rocks (RPM), boulders and big walls (MP) and slabs (L), and their coverage area was quantified by a semi-quantitative coverage scale (DAFOR-GEO). Habitat suitability modelling (HSM) was developed using Generalized Linear Mixed Models (GLMM) and performance comparisons were made using the corrected Akaike Information Criterion (AICc) values and visual analysis of the residual distribution (AVDR). Prioritization of areas for monitoring and early detection was obtained from the predictions of relative abundance produced by the most parsimonious statistical models. The results indicate that *T. coccinea* exhibits positive associations with TF, MP, and GC in the study area, in addition to negative associations with RPM and L, characterizing a preference pattern for its establishment on rocky shores. Areas with the highest average of geomorphological characteristics such as those mentioned have a higher probability of sun coral occurrence, highlighting on the coast of Santa Catarina mostly regions located in the Arvoredo reserve and its immediate surroundings, as well as the Bombinhas peninsula and the Tamboretes Archipelago in the Acaraí State Park. Applying the methodology to *T. coccinea* contributes to management by identifying and prioritizing the locations most susceptible to invasion, optimizing efforts and resources by identifying habitats favorable to the species' establishment. The input of new data tends to improve model fit, providing a long-lived tool by considering an abiotic condition that does not change on a human timescale. It is acknowledged that the study has a preliminary character, which may be further refined to enhance data interpretation and, consequently, its applicability to environmental management.

Keywords: geomorphology; invasive exotic species; habitat suitability modeling; establishment pattern; protected marine areas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa dos registros históricos de distribuição de <i>Tubastraea</i> spp. na costa brasileira.....	19
Figura 2 – Colônia de coral-sol (<i>Tubastraea coccinea</i>) na Reserva Biológica Marinha do Arvoredo.....	20
Figura 3 – Mapa da área de estudo delimitada em conjunto com o projeto Plano de Ação para Prevenção e Controle do Coral-sol na REBIO Arvoredo (PACS Arvoredo).....	24
Figura 4 – Mapa das 48 localidades monitoradas pelo PACS Arvoredo classificadas em 3 categorias de acordo com a distância referente à REBIO Arvoredo.	25
Figura 5 – Metodologia da aquisição de informações em cada localidade.	26
Figura 6 – Metodologia de busca ativa no segmento de amostragem.	27
Figura 7 – Classificação visual da escala semi-quantitativa DAFOR e transformação para o Índice de Abundância Relativa (IAR).....	28
Figura 8 – Cinco classes geomorfológicas caracterizadas na costa de Santa Catarina.....	29
Figura 9 – Classificação do Índice de Abrangência Relativa para as classes geomorfológicas (IAR-GEO).....	30
Figura 10 – Cenário hipotético de observação para a aplicação do Índice de Abrangência Relativa da geomorfologia (IAR-GEO) durante um transecto de 5 minutos.....	31
Figura 11 – Probabilidade de ocorrência de <i>T. coccinea</i> nas localidades amostradas na costa de Santa Catarina.	35
Figura 12 – Análise dos resíduos do modelo final mais simples com o melhor ajuste das detecções de <i>T. coccinea</i> por localidade pelas classes geomorfológicas.	37
Figura 13 – Soma da predição das detecções de <i>T. coccinea</i> considerando a localidade como unidade amostral (Cenário 1) em relação às classes geomorfológicas definidas na costa de Santa Catarina.....	39
Figura 14 – Soma da predição das detecções de <i>T. coccinea</i> considerando a localidade como unidade amostral (cenário 1) em relação às classes	

geomorfológicas definidas na costa de Santa Catarina, com foco na REBIO Arvoredo.....	40
Figura 15 – Análise dos resíduos do modelo final mais simples com o melhor ajuste das detecções de <i>T. coccinea</i> por segmento pelas classes geomorfológicas.	42
Figura 16 – Soma da predição das detecções de <i>T. coccinea</i> considerando os segmentos como unidade amostral (Cenário 2) em relação às classes geomorfológicas definidas na costa de Santa Catarina.....	43
Figura 17 – Soma da predição das detecções de <i>T. coccinea</i> considerando os segmentos como unidade amostral (Cenário 2) em relação às classes geomorfológicas definidas na costa de Santa Catarina, com foco na REBIO Arvoredo.....	44
Figura 18 – Análise dos resíduos do modelo final mais simples com o melhor ajuste da intensidade de invasão.....	46
Figura 19 – Predição da intensidade de invasão de <i>T. coccinea</i> em relação às classes geomorfológicas definidas na costa de Santa Catarina.....	47
Figura 20 – Predição da intensidade de invasão de <i>T. coccinea</i> em relação às classes geomorfológicas definidas na costa de Santa Catarina, com foco na REBIO Arvoredo.....	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Modelos finais mais simples com o melhor ajuste em cada modelagem de adequabilidade de habitat.	34
Tabela A1 – Parâmetros utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat relacionado ao Cenário 1, com localidade como unidade amostral.....	62
Tabela A2 – Média do Índice de Abrangência Relativa das classes geomorfológicas utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat na costa de Santa Catarina, com localidade como unidade amostral no Cenário 1.	63
Tabela A3 – Parâmetros utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat relacionado ao Cenário 2, com segmento como unidade amostral.	65
Tabela A4 – Média do Índice de Abrangência Relativa das classes geomorfológicas utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat na costa de Santa Catarina relacionado ao Cenário 2.....	67
Tabela A5 – Parâmetros utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat relacionado à intensidade da invasão de coral-sol na costa de Santa Catarina, com localidade como unidade amostral.	68
Tabela A6 – Média do Índice de Abrangência Relativa das classes geomorfológicas utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat na costa de Santa Catarina, com localidade como unidade amostral no modelo de intensidade de invasão.	70

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AICc	Akaike Information Criterion corrected
APA	Área de Proteção Ambiental
APP	Água da Pluma do Prata
AT	Água Tropical
AVDR	Análise Visual da Distribuição de Resíduos
DPRR	Deteção Precoce e Resposta Rápida
EEI	Espécie Exótica Invasora
GC	Grutas e Cavernas
GLMM	<i>Generalized Linear Mixed Models</i>
IAR	Índice de Abrangência Relativa
IAR-GEO	Índice de Abrangência Relativa da Geomorfologia
KS	Kolmogorov-Smirnov
L	Lajes
MAH	Modelagem de Adequabilidade de Habitat
MONA	Monumento Natural
MP	Matacões e Paredões
PACS Arvoredo	Plano de Ação para Prevenção e Controle do Coral-sol na REBIO Arvoredo e Entorno
REBIO	Reserva Biológica
RPM	Rochas Pequenas e Médias
TF	Tocas e Fendas
UC	Unidade de Conservação

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
1.1	OBJETIVO GERAL	21
1.1.1	Objetivos Específicos	21
1.2	HIPÓTESE	21
2	MATERIAL E MÉTODOS	23
2.1	ÁREA DE ESTUDO	23
2.1.1	Localidades	24
2.2	CAMPANHAS DE MONITORAMENTO	25
2.2.1	Delimitação dos estratos de profundidade	26
2.2.2	Quantificação da espécie invasora	27
2.2.3	Caracterização das classes geomorfológicas	28
2.3	MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL CONSIDERANDO AS CLASSES GEOMORFOLÓGICAS E O ÍNDICE DE ABRANGÊNCIA RELATIVA (IAR)	31
2.3.1	Relação entre detecção e classes geomorfológicas	32
2.3.2	Relação entre intensidade de invasão e classes geomorfológicas	33
3	RESULTADOS	34
3.1	RELAÇÃO ENTRE DETECÇÃO E CLASSES GEOMORFOLÓGICAS	35
3.1.1	Cenário 1: Localidade como unidade amostral	35
3.1.2	Cenário 2: Segmento como unidade amostral	41
3.2	RELAÇÃO ENTRE INTENSIDADE DE INVASÃO E CLASSES GEOMORFOLÓGICAS	44
4	DISCUSSÃO	49
5	CONCLUSÃO	55
	REFERÊNCIAS	56
	APÊNDICE A	62
	APÊNDICE B	72
	APÊNDICE C	78

1 INTRODUÇÃO

Em 2009, Rockström *et al.* (2009) identificaram nove processos interdependentes que mantêm a estabilidade e resiliência do sistema terrestre, que foram chamados de limites planetários. No ano de 2023, identificou-se que seis dos nove limites planetários já foram transgredidos, ou seja, ultrapassaram os limites seguros de pressão humana, aumentando o risco de mudanças ambientais bruscas e irreversíveis ocorrerem em larga escala e afetando o equilíbrio ecossistêmico. (Richardson *et al.*, 2023; Rockström *et al.*, 2009). Com as alterações ecossistêmicas, espécies adaptadas às condições propostas se sobressaem, podendo encontrar novos habitats em locais que antes não atendiam suas necessidades (Hellmann *et al.*, 2008; Mainka; Howard, 2010; Occhipinti-Ambrogi, 2007; Sutherst, 2000).

“Espécies exóticas” são quaisquer espécies que ocorrem fora de seu ambiente natural de distribuição, que podem ou não ter sido introduzidas pela atividade humana (Buckley; Catford, 2016). Para que as espécies exóticas se tornem invasoras elas devem ter sucesso em se estabelecer e se dispersar, incrementando seu nível populacional, e fazendo daquela área sua nova casa (Occhipinti-Ambrogi, 2007; Simberloff *et al.*, 2013). A água de lastro, o aquarismo e a bioincrustação em navios fundeadouros são os vetores mais associados à bioinvasão no ambiente marinho causada pela ação humana (Salimi, 2021). Ao analisar o impacto de uma invasão, deve-se olhar para todas as possíveis consequências econômicas, sociais e ecológicas para compreender se ela realmente atua de forma negativa (Simberloff *et al.*, 2013). As espécies exóticas invasoras (EEIs) têm potencial para competir com as espécies nativas, tanto por espaço quanto por nutrientes, o que acaba trazendo sérios prejuízos para o funcionamento daquele ecossistema, alterando a estrutura da comunidade e reduzindo a biodiversidade nativa. Como tudo no oceano é conectado, ao alterar a dinâmica de um ambiente, um outro que depende dele também será afetado, gerando uma potencial perda econômica e um impacto na saúde humana (Bax *et al.* 2003; Molnar *et al.* 2008; Ruiz *et al.* 1997; Salimi, 2021). Muitos impactos são sutis ou ocorrem em habitats inacessíveis, sendo reconhecidos somente com estudos intensivos (Simberloff *et al.*, 2013).

Reaser *et al.* (2020) afirma que Detecção Precoce e Resposta Rápida (DPRR) é um princípio orientador no controle rápido, eficaz e econômico de

espécies invasoras, onde “detecção” é o processo de observar e documentar a espécie e “resposta” é a reação à detecção após o invasor ter sido identificado. Simberloff *et al.* (2013) cita que há poucos casos de sucesso em erradicação de espécies invasoras, mas que esses poucos são limitados a invasões restritas a pequenas áreas e que geralmente foram detectados precocemente. Quando a invasão ocorre no reino marinho se torna ainda mais difícil a sua detecção e gestão, muito por conta da vasta extensão da grande maioria dos habitats nesse ambiente, trazendo um desafio para a gestão de uma população invasora amplamente dispersa (Simberloff, 2021). Tal fato demonstra a necessidade do desenvolvimento de ferramentas que possam auxiliar os tomadores de decisão a agirem o mais rápido possível, já que com o aumento do comércio e do transporte global, a introdução de espécies exóticas tem se tornado uma preocupação crescente (Seebens *et al.* 2017; Simberloff, 2013).

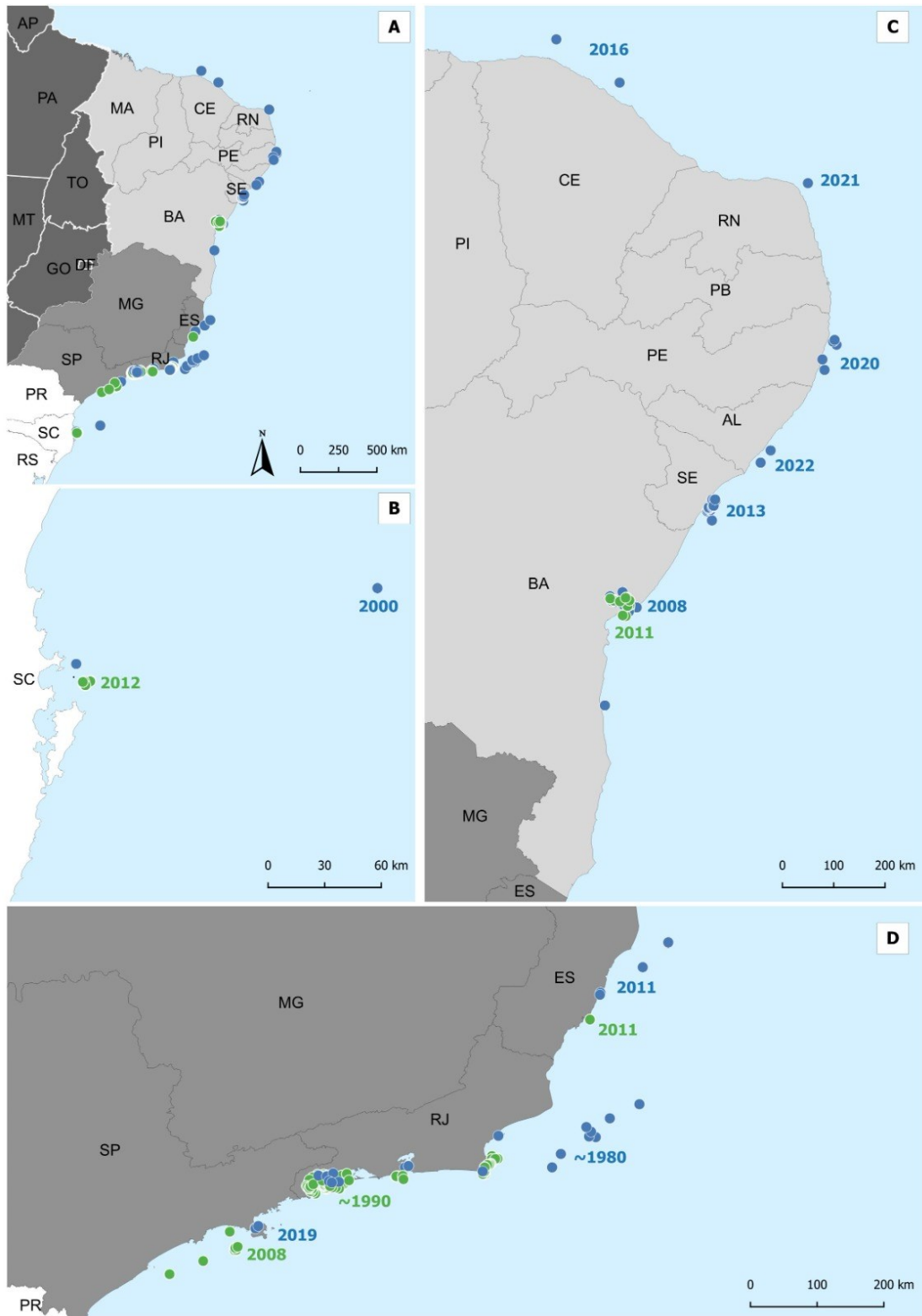
O monitoramento de EEI desempenha um papel fundamental na compreensão e na gestão dos impactos causados por essas espécies, pois permite avaliar a distribuição, a abundância e os impactos dessas invasões biológicas (Creed *et al.*, 2025), fornecendo dados essenciais para o desenvolvimento de sistemas e modelos para identificação de potenciais locais de ocorrência (Austin, 2002; Friedman; Franklin, 2011; Peterson; Sóberon, 2012). Assim, a Modelagem de Adequabilidade de Habitat (MAH) atua como uma metodologia aplicável para auxiliar nas etapas do processo de invasão, uma vez que descreve a adequabilidade de um determinado habitat para sustentar uma espécie a partir de um ou mais preditores que possivelmente controlam sua distribuição geográfica de acordo com a sua ecologia (Austin, 2002; Friedman; Franklin, 2011; Creed *et al.*, 2025). Compreender as limitações dos dados de entrada é fundamental para interpretar o resultado da distribuição potencial modelada, pois, apesar da utilidade da MAH, ela não elimina a possibilidade de ocorrência da espécie-alvo em áreas consideradas menos prováveis ou pouco adequadas (Barbosa, 2016). A confiabilidade das ausências está associada a fatores como a história, ecologia e biologia da espécie (Hirzel *et al.*, 2001; Kéry, 2002), bem como ao tamanho populacional e ao esforço de amostragem empregado na busca (Kéry, 2002).

O coral-sol é um cnidário azooxantelado do gênero *Tubastraea*, sendo duas das sete espécies do gênero reconhecidas como espécies invasoras do Atlântico Sul: *T. coccinea* e *T. tagusensis* (Creed *et al.*, 2016). O primeiro registro no litoral

brasileiro ocorreu nas plataformas de petróleo na Bacia de Campos, no Rio de Janeiro, na década de 1980 (Castro; Pires, 2001). Ao final da década de 1990, registrou-se a primeira incrustação em um costão rochoso na cidade de Arraial do Cabo, RJ (Creed *et al.*, 2016; Ferreira, 2003). A espécie possui uma dispersão de propágulos exponencial com grandes quantidades de recrutas assentando em pequenas distâncias (Luz *et al.*, 2020), o que aumenta o risco de invasão em áreas mais próximas da área doadora (Couto *et al.*, 2021; Crivellaro *et al.*, 2022). *Tubastraea* spp. pode ocasionar alterações irreversíveis na organização do ecossistema nativo, causando impactos nas comunidades bentônicas e na estrutura da comunidade de peixes recifais (Miranda *et al.*, 2016; Miranda *et al.*, 2018).

Atualmente, sua distribuição no litoral brasileiro vai desde o Ceará até Santa Catarina, na Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (REBIO Arvoredo), tanto em substratos naturais quanto artificiais (Figura 1) (Creed *et al.*, 2016; Soares *et al.*, 2018). Estruturas associadas à indústria de extração de petróleo e gás são os vetores associados à introdução da espécie no Brasil (Paula; Creed, 2004; Paula; Creed, 2005; Silva *et al.*, 2014), sendo considerados substratos facilitadores para o assentamento de coral-sol (Creed *et al.*, 2016). A partir de uma modelagem preditiva, Ohanna *et al.* (2025) pode confirmar que o padrão se repete ao analisar o risco de invasão em Unidades de Conservação. No sul do Brasil o primeiro registro – e até então o mais austral do Atlântico Sul – de *T. coccinea* (Figura 2) ocorreu em 2012 em Santa Catarina (Capel, 2012; Mantelatto, 2012) e, nos anos seguintes, outros focos começaram a ser detectados na área, indicando a rápida dispersão da espécie (Crivellaro *et al.*, 2021; Crivellaro *et al.*, 2022) e a potencial competição por espaço com as espécies bentônicas na reserva biológica. Estudos mostram que a taxa de expansão de invasão da espécie é de, aproximadamente, 2,2 km/ano (Santos *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2014), mas na região ela ainda se comporta de forma contida e limitada quando comparada a outros locais (Coelho-Souza *et al.*, 2025; Ohanna *et al.*, 2025).

Figura 1 – Mapa dos registros históricos de distribuição de *Tubastraea* spp. na costa brasileira.



A: Substratos naturais (em verde) e substratos artificiais (em azul). B: Destaque para o litoral de Santa Catarina. C: Destaque para a costa nordestina. D: Destaque para a costa sudeste. As datas se referem aos primeiros registros em cada estado.

Fonte: adaptado de Junqueira *et al.* (2025, p. 62)

Figura 2 – Colônia de coral-sol (*Tubastraea coccinea*) na Reserva Biológica Marinha do Arvoredo.



Fonte: Crivellaro, 2024.

Paula e Creed (2005) analisaram a preferência de ocorrência em relação ao declive de *Tubastraea* nos costões rochosos de Ilha Grande, Rio de Janeiro, concluindo que uma maior densidade de colônias foi observada em declividades verticais. Mizrahi *et al.* (2014) avaliaram em laboratório os efeitos combinados da preferência larval de *T. coccinea* e do sucesso de assentamento sobre substratos de diferentes orientações comparando com os cenários vistos em campo em Ilhabela, São Paulo, concluindo que colônias adultas foram muito comuns em substratos verticais e que a densidade de assentamento foi maior em subsuperfícies e quase nula em substratos horizontais voltados para cima. Crivellaro *et al.* (2021) cita que a invasão no sul do Brasil é geralmente restrita a superfícies verticais, cavernas e fendas.

Assim, as características do habitat rochoso podem ser potenciais indicadores de ocorrência do invasor. Nesse sentido, a combinação do monitoramento sistemático e da modelagem de adequabilidade de habitat consiste em uma ferramenta útil em programas de controle de espécies invasoras, pensando em otimização e direção de recursos a partir da priorização de áreas para monitoramento e detecção precoce do coral-sol (Crivellaro *et al.*, 2022; Ohanna *et al.*, 2025), uma vez que a estratégia de concentrá-los no manejo de grandes

colônias para conter a invasão biológica pode trazer frustrações e prejudicar ações de detecção precoce e resposta rápida em escala abrangente. Essa metodologia possibilita a geração de informação no contexto espacial que auxilia na tomada de decisões no manejo de EEI, além de auxiliar no monitoramento pós-fronteira (Creed *et al.*, 2025). Sendo assim, sua aplicação no caso da invasão de *T. coccinea* na região da REBIO Arvoredo e entorno contribui para a identificação e priorização de áreas mais suscetíveis à invasão tendo como base a formação do recife rochoso.

1.1 OBJETIVO GERAL

Analisar a relação entre as diferentes formações dos costões rochosos com a ocorrência e intensidade de ocorrência da espécie invasora *Tubastraea coccinea* no litoral catarinense, desde o Arquipélago de Tamboretes até a Ilha do Coral.

1.1.1 Objetivos Específicos

- Padronizar o banco de dados de ocorrência de coral-sol em Santa Catarina;
- Padronizar o banco de dados das diferentes formações dos costões rochosos caracterizados em Santa Catarina;
- Ajustar um modelo de adequabilidade de habitat para o coral-sol com base nas diferentes formações dos costões rochosos;
- Elencar as áreas prioritárias para monitoramento e detecção precoce.

1.2 HIPÓTESE

Espera-se que as características do substrato rochoso sejam fatores críticos para o estabelecimento e para a intensidade da invasão de *Tubastraea coccinea* nos costões rochosos da área de estudo. Hipotetiza-se que a ocorrência da espécie estabeleça uma relação positiva com substratos com ângulos verticais a negativos. Em contrapartida, espera-se uma relação negativa com formações horizontais positivas. Dessa forma, localidades caracterizadas pela predominância de paredões

verticais, fendas e cavernas, apresentarão maior frequência de detecção e maior intensidade de invasão.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

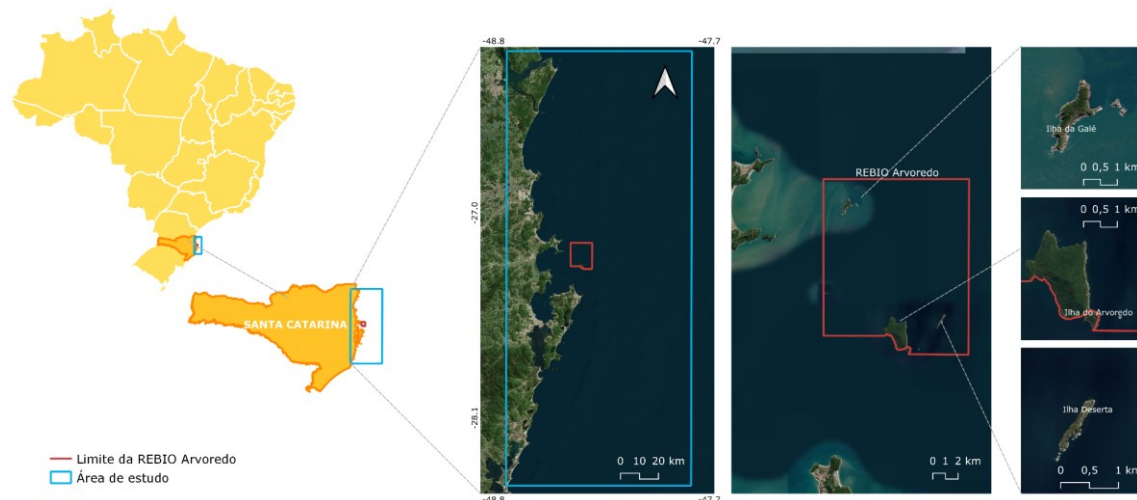
A área de estudo se estende desde o Arquipélago de Tamboretes (26.368533°S 48.522530°W) ao norte até a Ilha do Coral (27.938098°S 48.541992°W) ao sul, abrangendo grande parte da costa de Santa Catarina (Figura 3). A área abriga desde Unidades de Conservação (UC) marinhas municipais à federais, como a UC Estadual Parque Estadual Acaraí ao norte, a UC Municipal Monumento Natural Municipal da Ilha do Campeche (MONA Ilha do Campeche) e a UC Federal Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca (APA Baleia Franca) ao sul.

Além dessas, há a UC Federal Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (REBIO Arvoredo), onde se encontra o limite de distribuição sul da espécie invasora *Tubastraea coccinea*. Esse arquipélago conta com três ilhas de costões rochosos (Arvoredo, Deserta e Galé) e o calhau de São Pedro, os quais possuem grande complexidade estrutural e abrigam diversos organismos que mantêm o ecossistema em funcionamento (MAArE, 2017). Além da alta diversidade de ecossistemas e espécies endêmicas, a Reserva abriga o único banco de algas calcárias do litoral sul brasileiro (ICMBio, 2004).

A costa catarinense se relaciona com dois padrões sazonais: no verão, marcado pelos ventos constantes de nordeste, a presença da Água Tropical (AT), quente e pobre em nutrientes, influencia nas altas temperaturas da água de superfície; já no inverno, uma mistura da Água da Pluma do Prata (APP) com a pluma estuarina da Lagoa dos Patos alcança a costa por meio dos ventos intensos de sul/sudoeste, trazendo águas geladas, turvas e ricas em material em suspensão (MAAre, 2017). Nas proximidades da REBIO Arvoredo também há o aporte local de água doce do Rio Tijucas e de águas salobras do Canal da Ilha de Santa Catarina, o que influencia nas características da água do mar (MAAre, 2017). Esses são alguns dos fatores que promovem um ambiente tão complexo e diverso com a necessidade de ser protegido, indo de encontro com o objetivo do Decreto Federal de Nº 99.142 de 1990 que instituiu a Unidade de Conservação e cita “Proteger amostra representativa dos ecossistemas da região costeira ao norte da ilha de Santa

Catarina, suas ilhas e ilhotas, águas e plataforma continental, com todos os recursos naturais associados.”.

Figura 3 – Mapa da área de estudo delimitada em conjunto com o projeto Plano de Ação para Prevenção e Controle do Coral-sol na REBIO Arvoredo (PACS Arvoredo).

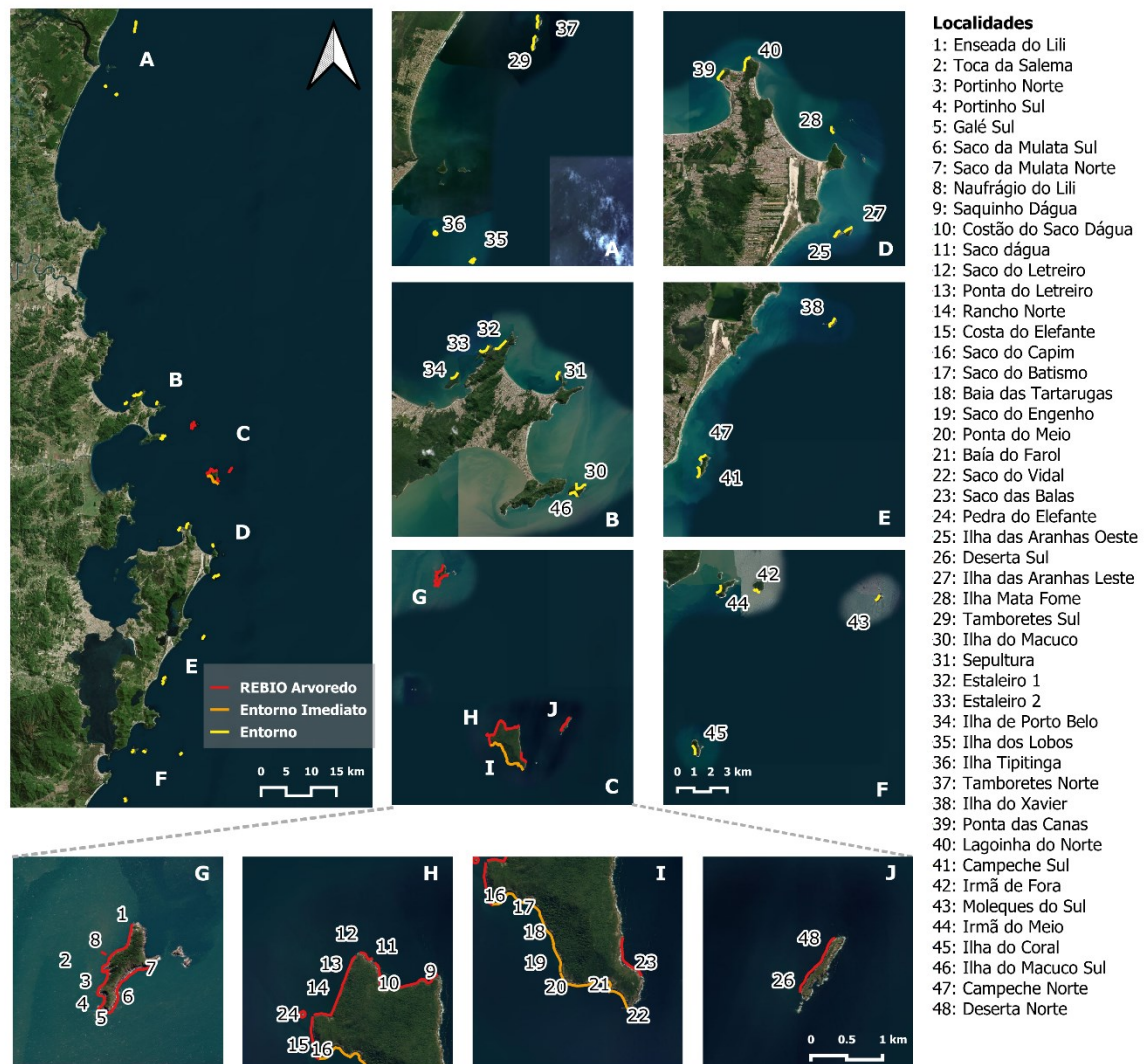


Fonte: elaborado pela autora.

2.1.1 Localidades

A área de estudo foi dividida em 48 localidades dispostas em três classes de acordo com a distância referente à REBIO Arvoredo, sendo elas: REBIO Arvoredo, quando a localidade está situada dentro dos limites da reserva marinha; Entorno Imediato, quando a localidade está situada nas proximidades imediatas dos limites da reserva marinha; e Entorno, quando a localidade está distante dos limites da reserva (Figura 4).

Figura 4 – Mapa das 48 localidades monitoradas pelo PACS Arvoredo classificadas em 3 categorias de acordo com a distância referente à REBIO Arvoredo.



Todas as localidades dentro dos limites da reserva são classificadas como REBIO Arvoredo (em vermelho); as localidades nas proximidades imediatas dos limites da reserva são classificadas como Entorno Imediato (em laranja), enquanto as mais distantes se classificam como Entorno (em amarelo).

Fonte: elaborado pela autora.

2.2 CAMPANHAS DE MONITORAMENTO

As localidades foram monitoradas a partir de segmentos, podendo ter um ou mais a depender da sua extensão. Os segmentos são compostos por transectos amostrados, ou seja, por intervalos de deslocamento onde se realizam as amostragens de coral-sol (um minuto) e das classes geomorfológicas (cinco minutos) (Figura 5).

Figura 5 – Metodologia da aquisição de informações em cada localidade.



A localidade (em laranja) pode possuir um ou mais segmentos monitorados, a depender da sua extensão; os segmentos (em vermelho) são formados por transectos amostrados, que são definidos pelo intervalo de deslocamento necessário no método de amostragem; em branco são representados os transectos de um minuto, enquanto o colchete amarelo representa um transecto de cinco minutos agrupando cinco transectos de um minuto.

Fonte: adaptado de Silveira (2023).

2.2.1 Delimitação dos estratos de profundidade

Nos segmentos monitorados, cada dupla de mergulhadores realizou a busca ativa por ocorrências de coral-sol. As duplas de mergulhadores atuaram em três estratos operacionais de monitoramento: entremarés, raso e fundo (Figura 6). As faixas batimétricas operacionais “raso” e “fundo” foram determinadas conforme a localidade, por exemplo 3 a 7m (raso) e de 8 a 12m (fundo), e amostradas por mergulho autônomo. Como as profundidades apresentam uma variação em função da localidade, cada dupla de mergulhadores foi orientada a anotar a profundidade máxima e mínima monitorada durante o trajeto, independente da faixa operacional de monitoramento. A faixa de atuação dos mergulhadores na faixa batimétrica entremarés, por convenção, compreende a profundidade de 0 a 2 metros.

Figura 6 – Metodologia de busca ativa no segmento de amostragem.



Fonte: acervo PACS Arvoredo.

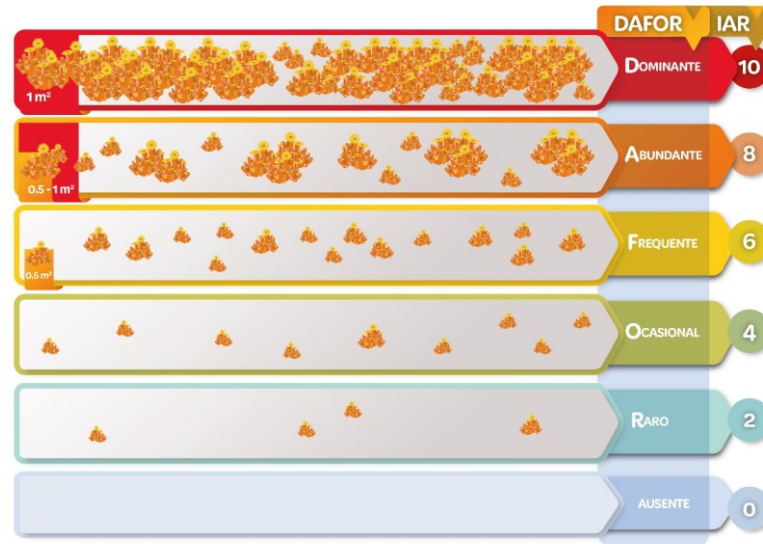
2.2.2 Quantificação da espécie invasora

As ocorrências de coral-sol foram classificadas na escala DAFOR, uma escala semi-quantitativa de abundância adaptada para a avaliação de *Tubastraea* spp. proposta por Creed e Fleury (2009). A escala é dividida em cinco classes de abundância relativa: Dominante, quando as populações são extremamente aparentes, com manchas ocupando áreas maiores que 1m²; Abundante, quando formam manchas de 50 a 100 cm de diâmetro; Frequente, quando apresenta colônias isoladas e/ou pequenas manchas entre 10 a 50 cm de diâmetro espalhadas pelo substrato; Ocasional, quando tem menos de 10 e mais de cinco colônias ou manchas, e que são menores que 10 cm de diâmetro; Raro, quando a quantidade de colônias se limita entre um e cinco; Ausente, se não há registro de ocorrências. A avaliação é feita ao longo de transectos de um minuto de deslocamento de mergulhadores (Figura 5). As observações na escala DAFOR são convertidas para um Índice de Abundância Relativa (IAR) (Sutherland, 2006), sendo classificadas como:

- 10 – Dominante;
- 8 – Abundante;
- 6 – Frequente;
- 4 – Ocasional;

- 2 – Raro; e
- 0 – Ausente (Figura 7).

Figura 7 – Classificação visual da escala semi-quantitativa DAFOR e transformação para o Índice de Abundância Relativa (IAR).



Fonte: Creed *et al.* (2025).

2.2.3 Caracterização das classes geomorfológicas

Juntamente da escala DAFOR para a quantificação de coral-sol, foi realizada a caracterização e quantificação das diferentes formações dos costões rochosos da REBIO Arvoredo e de seu entorno. As feições rochosas analisadas foram:

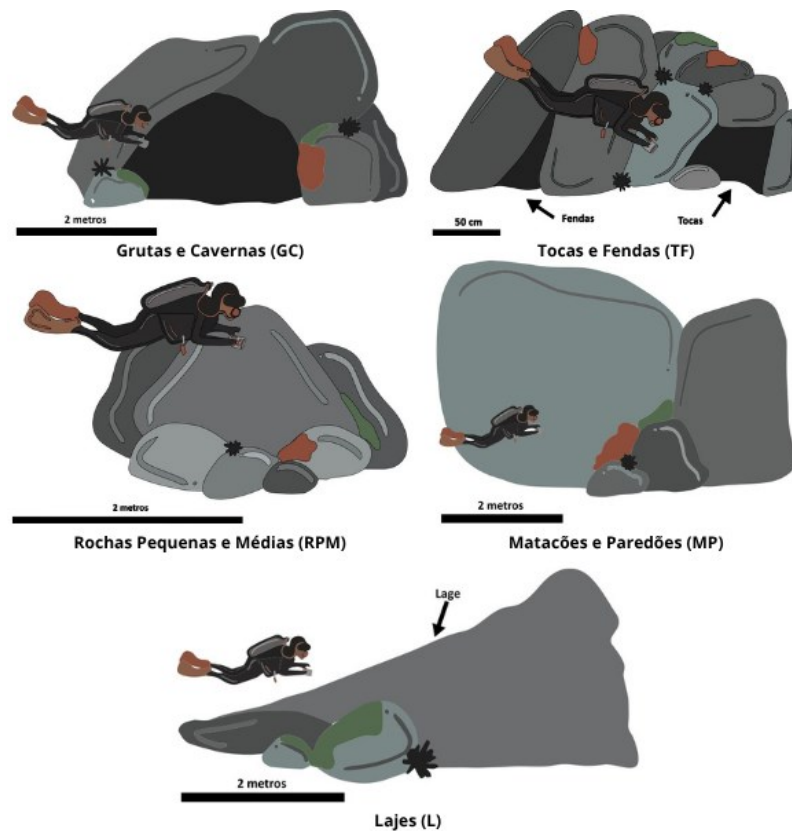
- **Grutas e Cavernas (GC)**, locais onde um mergulhador consegue entrar e visualizar o interior;
- **Tocas e Fendas (TF)**, locais caracterizados por ranhuras e fendas entre 10-50 cm de abertura, onde um mergulhador não consegue ter acesso completo ou têm acesso dificultado;
- **Rochas Pequenas e Médias (RPM)**, onde as médias são aquelas que possuem altura e diâmetro entre 2 e 5 metros e as pequenas têm uma altura menor que 2 metros;
- **Matacões e Paredões (MP)**, grandes rochas de formato irregular, com altura e largura predominantemente maiores que 5m, sendo

estruturas geomorfológicas compostas por grandes paredes verticais de substrato consolidado; e

- **Lajes (L)**, área de rocha lisa com pouca complexidade em ângulos positivos de extensão maior que 5m (Figura 8).

Foi executado um treinamento com cada mergulhador a fim de minimizar a possível variação no levantamento geomorfológico.

Figura 8 – Cinco classes geomorfológicas caracterizadas na costa de Santa Catarina.



Fonte: acervo PACS Arvoredo.

Um Índice de Abrangência Relativa semi-quantitativo desenvolvido com base em Sutherland (2006) foi utilizado para caracterizar visualmente, em intervalos de deslocamento de cinco minutos (transectos, Figura 5), as áreas de abrangência das cinco classes geomorfológicas (Figura 10). As classificações da área de abrangência relativa são seis, sendo elas:

- Dominante (D), com 51-100% da área sendo dominada pela formação geomorfológica;

- Abundante (A), com 31-50% da área com a presença da formação geomorfológica;
- Frequente (F), com a formação geomorfológica cobrindo 16-30% da área;
- Ocasional (O), de 6-15% de cobertura pela formação geomorfológica;
- Raro (R), entre 1-5% de cobertura pela formação geomorfológica; e
- Ausente (A), sem registro de ocorrências.

As observações são convertidas para um Índice de Abrangência Relativa da geomorfologia (IAR-GEO), sendo classificadas como:

- 10 – Dominante;
- 8 – Abundante;
- 6 – Frequente;
- 4 – Ocasional;
- 2 – Raro; e
- 0 – Ausente () (Figura 9) (Silveira, 2023).

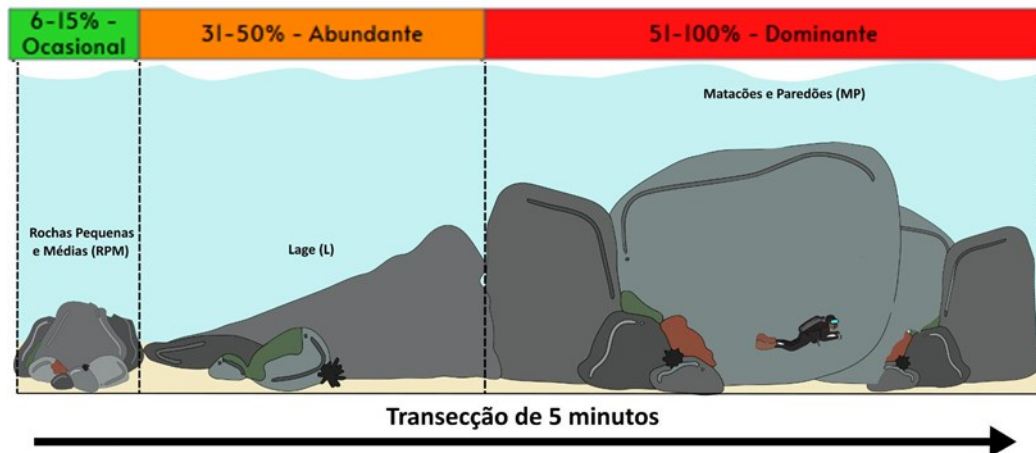
Figura 9 – Classificação do Índice de Abrangência Relativa para as classes geomorfológicas (IAR-GEO).



As porcentagens indicam a área de cobertura da classe geomorfológica, enquanto os pontos correspondem ao IAR.

Fonte: elaborado pela autora.

Figura 10 – Cenário hipotético de observação para a aplicação do Índice de Abrangência Relativa da geomorfologia (IAR-GEO) durante um transecto de 5 minutos.



Fonte: acervo PACS Arvoredo.

2.3 MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL CONSIDERANDO AS CLASSES GEOMORFOLÓGICAS E O ÍNDICE DE ABRANGÊNCIA RELATIVA (IAR)

Foram ajustados Modelos Lineares Generalizados Mistos, ou *Generalized Linear Mixed Models* (GLMM), para investigar as possíveis relações entre as ocorrências de coral-sol e as classes geomorfológicas. As localidades monitoradas onde não foi realizado o levantamento geomorfológico (IAR-GEO) foram descartadas. Dois casos foram considerados para estudar a relação entre a invasão do coral-sol nas localidades e as classes geomorfológicas: investigar o número de detecções (minutos com detecção de coral-sol) e o grau de intensidade da invasão (quantificado pela escala DAFOR). Com o resultado final de cada modelo desenvolvido considerando os diferentes casos, a priorização de áreas para monitoramento e manejo foi obtida a partir do valor de y predito para cada localidade em cada modelo.

Foram avaliadas diferentes distribuições, necessidade de *offset*, efeitos fixos, efeitos aleatórios e a inflação de zeros para o ajuste, buscando o modelo mais simples com a melhor performance em todos os casos. Todos os efeitos aleatórios foram inseridos através de um intercepto por variável não aninhado. As comparações das performances foram realizadas usando os valores do Critério de

Informação de Akaike corrigido (AICc), buscando considerar um $\Delta AICc < 2$ (Symonds; Moussalli, 2011), pela análise visual da distribuição de resíduos (AVDR) e pelos valores dos testes de Kolmogorov-Smirnov (KS, $p > 0.05$) e de dispersão (Hartig, 2024). Todas as classes geomorfológicas foram consideradas como efeitos fixos.

Em uma primeira etapa foi analisada a melhor distribuição entre Poisson e Binomial Negativa em um modelo que continha todos os efeitos fixos, aleatórios e no caso da análise da intensidade de ocorrência, o *offset*. Logo após, foram avaliados os efeitos aleatórios e, em seguida, os fixos. Em última etapa, adicionou-se ao modelo mais parcimonioso um termo de inflação por zeros com o objetivo de compreender o efeito do excesso de zeros dos IAR's nas variáveis respostas.

Os modelos foram ajustados no ambiente de programação R pelo pacote glmmTMB (Brooks, 2017). O pacote bbmle (Bolker, 2017) foi utilizado para a análise do AICc e o DHARMA (Hartig, 2024) para o diagnóstico dos resíduos, considerando um número de simulações igual a mil ($n = 1000$) e novos dados sendo simulados a partir do modelo ajustado (`refit = FALSE`).

2.3.1 Relação entre detecção e classes geomorfológicas

Dois cenários foram considerados para compreender a possível relação entre as detecções e as cinco categorias de classes geomorfológicas. No cenário um, as localidades definidas para o litoral catarinense foram utilizadas como unidade amostral ($n = 38$). Os efeitos aleatórios utilizados no modelo base consideraram a variação das “faixas batimétricas” (entremarés, raso e fundo) e os “minutos por mergulhador”, variável que foi estabelecida pela multiplicação entre o número total de transectos amostrados (ou minutos totais de busca ativa) pelo número de mergulhadores, a fim de representar a diferença entre o esforço amostral em cada localidade. Esta foi categorizada em 52 níveis de zero a 416 minutos, considerando oito minutos para cada nível. A variável usada para analisar se o modelo era inflado por zeros foi “total de transectos amostrados de coral-sol”, considerando que as chances de detecção diminuem (aumento de zeros) em poucos transectos amostrados na região.

Já no cenário dois, os segmentos, compostos pelos transectos visuais de cinco minutos realizados durante a aplicação do IAR-GEO, foram usados como

unidade amostral, na tentativa de aumentar o N amostral ($n = 82$). Foram analisados três efeitos aleatórios: a “visibilidade”, categorizada em cinco níveis com três metros de distância horizontal cada, sendo “0-3m”, “3-6m”, “6-9m”, “9-12m” e “12-15m”; os “minutos por mergulhador”, categorizados em 48 níveis com cinco minutos cada, sendo de zero a 240 minutos; e as “localidades”. Nesse caso, para analisar se o modelo é inflacionado por zero, foram utilizadas duas variáveis: “total de transectos amostrados de coral-sol”, admitindo que quanto menos transectos amostrados, menores as chances de detecção (maior a quantidade de zeros) na região; e “total de mergulhadores”, que representa o número total de mergulhadores que realizaram aquele segmento, admitindo que quanto menos mergulhadores, menores as chances de detecção (maior a quantidade de zeros).

Em ambos os casos, a variável resposta se dá pela soma de todas as detecções de coral-sol e os preditores se dão pela média do IAR-GEO, que são os efeitos fixos.

2.3.2 Relação entre intensidade de invasão e classes geomorfológicas

Aqui, a unidade amostral utilizada foi a localidade ($n = 38$). Os efeitos aleatórios considerados foram “visibilidade”, caracterizada em cinco níveis de zero a 15m de distância horizontal, e “localidades”. Um *offset* considerando o total de minutos amostrados em cada localidade foi inserido no modelo. Para avaliar a inflação por zero do modelo, a variável utilizada foi “total de mergulhadores”, admitindo que quanto menor a quantidade de mergulhadores, maiores as chances de não-detecção. A variável resposta se dá pela soma geral da pontuação no IAR de *T. coccinea* e os preditores se dão pela média do IAR-GEO.

3 RESULTADOS

Os modelos de adequabilidade de habitat mais simples e com melhor ajuste podem ser observados na Tabela 1. Em relação às detecções e classes geomorfológicas, o cenário um apresentou uma relação positiva entre *Tubastraea coccinea* e tocas e fendas e negativa com rochas pequenas e médias e lajes (Figura 13 e Figura 14), enquanto o cenário dois resultou apenas em uma relação positiva entre as detecções da espécie invasora e matacões e paredões (Figura 16 e Figura 17). A intensidade da invasão estabeleceu, de acordo com o resultado do modelo, uma relação positiva com matacões e paredões e grutas e cavernas e negativa com lajes (Figura 19 e Figura 20). A ordenação das localidades prioritárias para monitoramento e detecção precoce de acordo com a probabilidade de ocorrência pode ser observada na Figura 11.

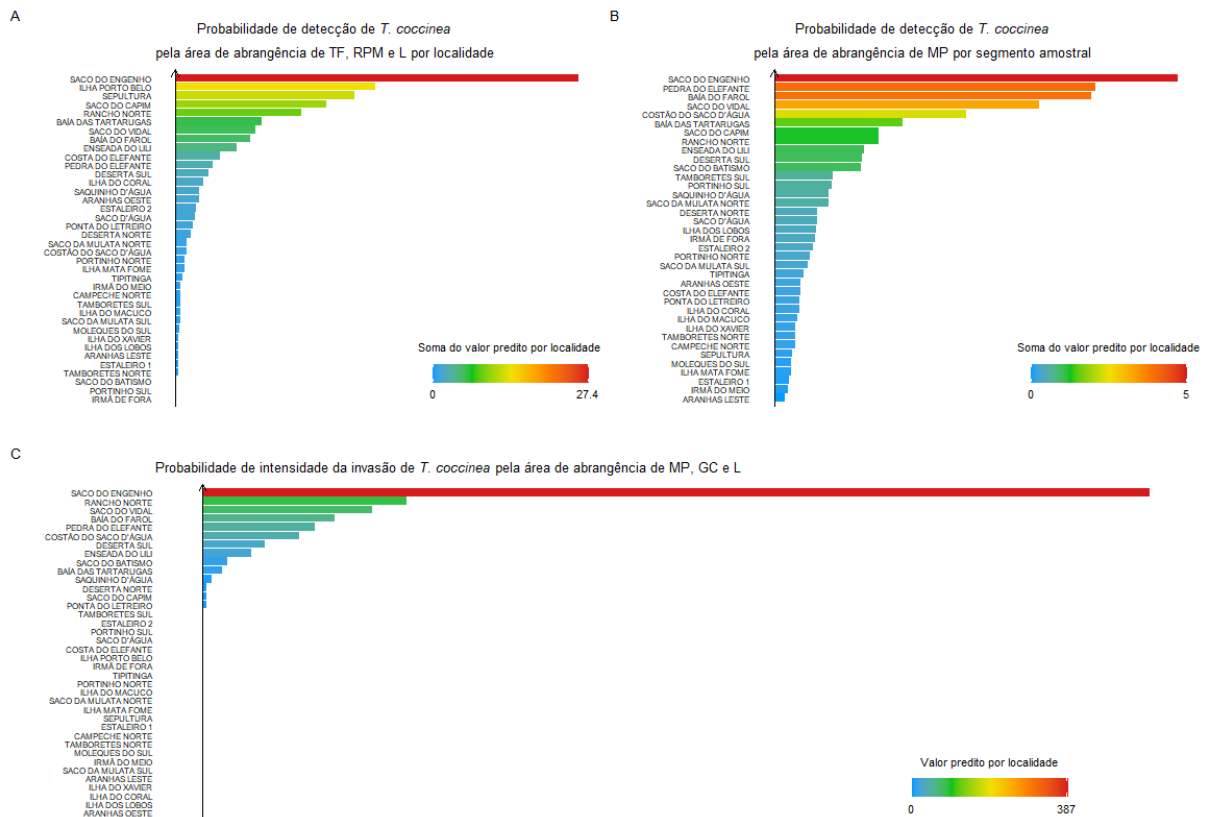
Tabela 1 – Modelos finais mais simples com o melhor ajuste em cada modelagem de adequabilidade de habitat.

	Cenário 1: Detecção e Classes geomorfológicas por localidades	Cenário 2: Detecção e Classes geomorfológicas por segmentos	Intensidade da Invasão e Classes geomorfológicas
Unidade amostral	Localidade	Segmento	Localidade
Família de distribuição	Binomial Negativa com variância linear	Generalized Poisson	Poisson
Variável resposta	Soma total das detecções <i>T. coccinea</i>	Soma total das detecções de <i>T. coccinea</i>	Soma total do IAR de <i>T. coccinea</i>
Efeito fixo	L + RPM + TF	MP	MP + GC + L
Efeito aleatório	Minutos por mergulhador	Localidade	Localidade
Offset	-	-	Total de minutos mergulhados
Inflação por zero	Total de minutos mergulhados	-	-

Para avaliar a relação entre as detecções de *Tubastraea coccinea* e as classes geomorfológicas foram utilizados dois cenários considerando duas unidades amostrais diferentes. Já para avaliar a relação entre a intensidade da invasão e as classes geomorfológicas foi considerado uma unidade amostral. GC: Grutas e Cavernas; L: Lajes; MP: Matacões e Paredões; RPM: Rochas Pequenas e Médias; TF: Tocas e Fendas.

Fonte: elaborado pela autora.

Figura 11 – Probabilidade de ocorrência de *T. coccinea* nas localidades amostradas na costa de Santa Catarina.



O valor predito foi obtido a partir de uma modelagem de distribuição potencial considerando as classes geomorfológicas caracterizadas e seu Índice de Abrangência Relativa (IAR) médio. A soma ocorre no caso de diferentes valores preditos por faixas batimétricas para a mesma localidade. O gradiente de cores se dá entre o menor e o maior valor obtido na predição, sendo representados respectivamente do azul ao vermelho. A, Ordenação relacionada à predição do cenário um (Detecção e classes geomorfológicas por localidades). B, Ordenação relacionada à predição do cenário dois (Detecção e classes geomorfológicas por segmentos). C, Ordenação relacionada à predição da Intensidade de invasão e classes geomorfológicas. TF: Tocas e Fendas; RPM: Rochas Pequenas e Médias; L: Lajes; MP: Matacões e Paredões; GC: Grutas e Cavernas.

Fonte: elaborado pela autora.

3.1 RELAÇÃO ENTRE DETECÇÃO E CLASSES GEOMORFOLÓGICAS

3.1.1 Cenário 1: Localidade como unidade amostral

O modelo base obteve sua melhor performance utilizando-se a distribuição Binomial Negativa, de acordo com o AICc e a AVDR (Figura 12). O modelo final mais simples com o melhor ajuste (Tabela 1) teve o efeito aleatório do total de minutos mergulhados em cada localidade, além de uma relação positiva com TF ($\beta_1 = 0.05839$) e negativa dominante com RPM ($\beta_2 = -0.45054$) e secundária com L ($\beta_3 =$

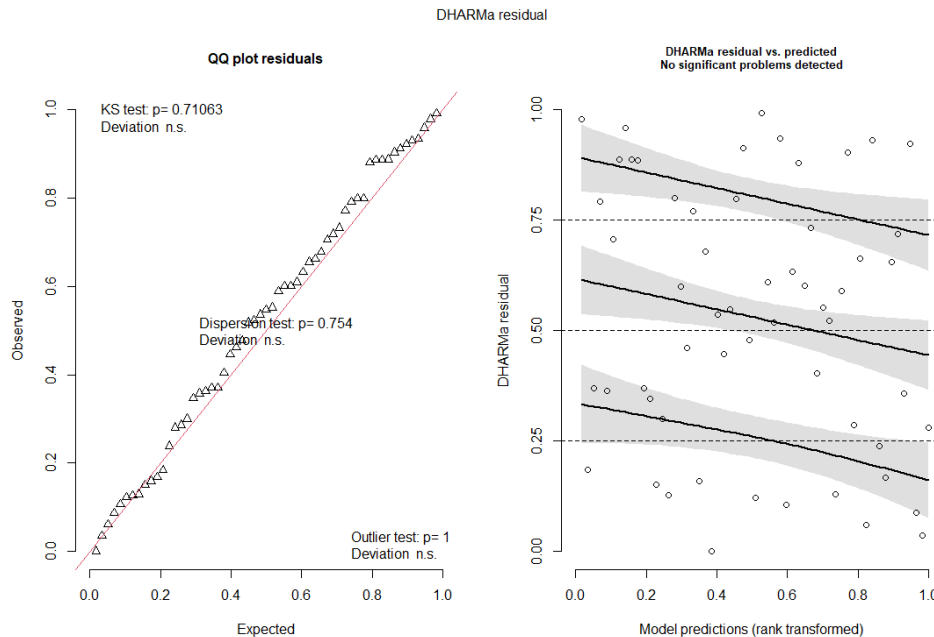
-0.38017). Seu intercepto fixo (total de detecções) foi estimado por $\beta_0 = 4.70574$. Aplicando os valores encontrados na fórmula, tem-se:

$$\eta = (4.70574) + 0.05839tf - 0.45054rpm - 0.38017l + b_0,$$

onde b_0 é o efeito aleatório de intercepto a depender do total de minutos mergulhados na localidade. Os dados utilizados para a modelagem podem ser observados nas Tabelas 1 e 2, Apêndice A. O processo de análise pode ser visto com mais detalhes no Apêndice II.

A análise de uniformidade (Figura 12) demonstra que os pontos se aproximam da linha reta de 45°, indicando que a distribuição dos resíduos observados se alinha à distribuição de resíduos esperada. O Teste de KS ($p = 0.71063$) e o teste de dispersão ($p = 0.754$) possuem desvios não significativos, indicando que os resíduos são aproximadamente uniformes e não há evidências de dispersão anormal, sendo um modelo bem ajustado aos dados. Em relação ao *plot* dos resíduos pelas predições do modelo “*rank transformed*”, as linhas de quantil (0.25, 0.5 e 0.75) são inclinadas negativamente, indicando a possibilidade de estar superestimando ou subestimando algumas faixas de previsão pela forma que variam os quantis desses resíduos ao longo das predições.

Figura 12 – Análise dos resíduos do modelo final mais simples com o melhor ajuste das detecções de *T. coccinea* por localidade pelas classes geomorfológicas.



O painel à esquerda representa os resíduos observados (eixo Y) pelos esperados (eixo X), assim como os valores do teste KS ($p = 0.71063$) e de dispersão ($p = 0.754$). O painel à direita indica os resíduos (eixo Y) contra as predições do modelo “rank transformed” (eixo X).

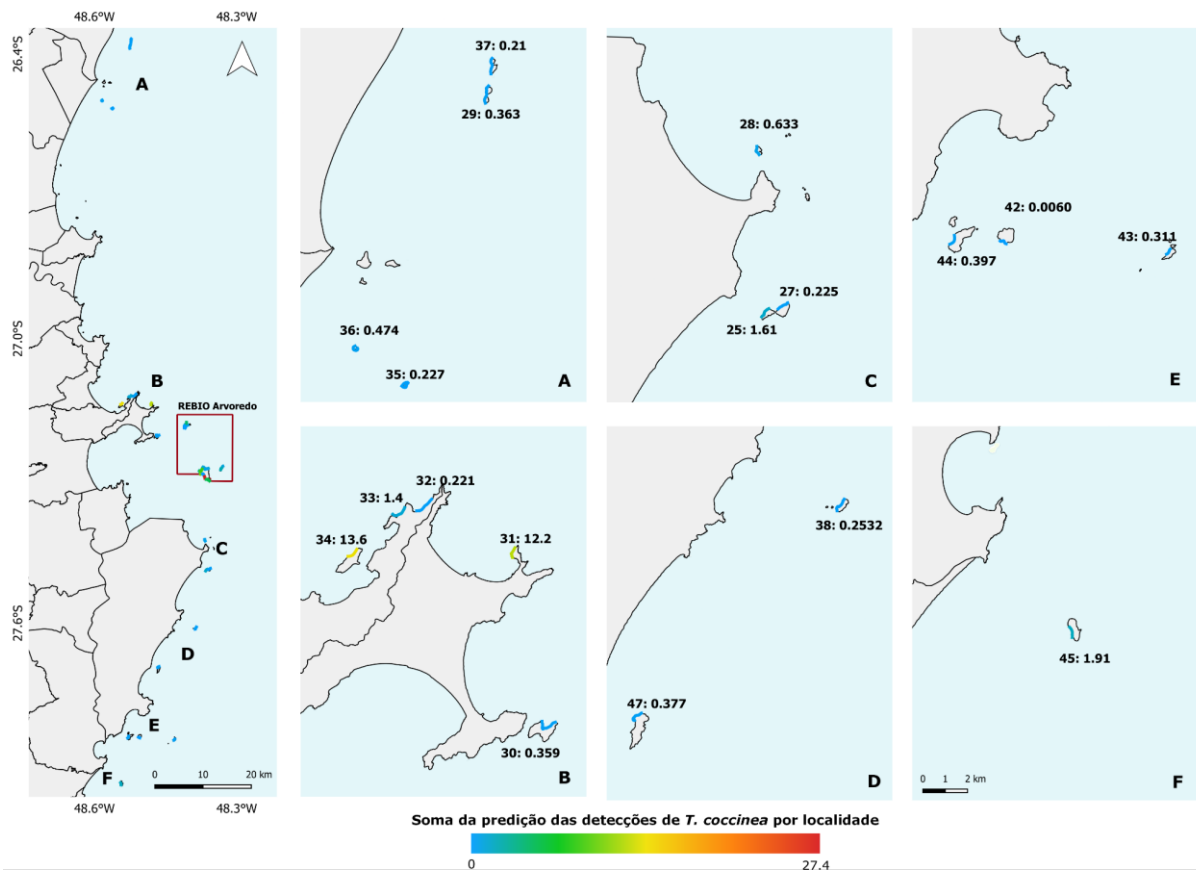
Fonte: elaborado pela autora.

O fundo do Saco do Engenho foi a localidade e faixa batimétrica com maior adequabilidade de habitat ($\eta = 22.486$), seguida pelo raso da Sepultura ($\eta = 12.158$), raso da Ilha de Porto Belo ($\eta = 9.765$), fundo do Saco do Capim ($\eta = 9.038$), fundo do Rancho Norte ($\eta = 7.596$), fundo do Saco do Vidal ($\eta = 5.423$), fundo da Baía das Tartarugas ($\eta = 5.029$), raso do Saco do Engenho ($\eta = 4.904$), fundo da Baía do Farol ($\eta = 4.563$), fundo da Enseada do Lili ($\eta = 4.206$), fundo da Ilha de Porto Belo ($\eta = 3.840$), raso da Costa do Elefante ($\eta = 2.790$), fundo da Pedra do Elefante ($\eta = 2.460$), raso da Deserta Sul ($\eta = 2.185$), fundo da Ilha do Coral ($\eta = 1.834$), fundo do Saquinho d'água ($\eta = 1.616$), fundo da Ilha das Aranhas Oeste ($\eta = 1.533$), fundo do Saco d'água ($\eta = 1.351$), raso do Saco do Capim ($\eta = 1.224$), raso da Ponta do Letreiro ($\eta = 1.064$), entremaré do Rancho Norte ($\eta = 1.0$), raso da Baía das Tartarugas ($\eta = 0.829$), raso da Deserta Norte ($\eta = 0.822$), fundo do Costão do Saco d'Água ($\eta = 0.790$), raso do Estaleiro 2 ($\eta = 0.775$), raso do Saco da Mulata Norte ($\eta = 0.645$), fundo do Mata Fome ($\eta = 0.633$), fundo do Estaleiro 2 ($\eta = 0.627$), raso da Baía do Farol ($\eta = 0.547$), fundo da Irmã do Meio ($\eta = 0.397$), fundo do Campeche Norte ($\eta = 0.377$), fundo do Portinho Norte ($\eta = 0.364$), raso do Tamboretes Sul ($\eta =$

0.363), raso da Ilha do Macuco ($\eta = 0.359$), fundo do Saco da Mulata Sul ($\eta = 0.354$), fundo do Moleques do Sul ($\eta = 0.310$), raso do Portinho Norte ($\eta = 0.289$), raso da Ilha do Xavier ($\eta = 0.253$), fundo da Tipitinga ($\eta = 0.253$), fundo da Costa do Elefante ($\eta = 0.235$), fundo da Deserta Norte ($\eta = 0.227$), fundo da Ilha dos Lobos ($\eta = 0.226$), fundo da Aranhas Leste ($\eta = 0.225$), raso do Estaleiro 1 ($\eta = 0.221$), raso da Tipitinga ($\eta = 0.220$), raso do Tamborettes Norte ($\eta = 0.210$), fundo da Ponta do Letreiro ($\eta = 0.178$), fundo do Saco da Mulata Norte ($\eta = 0.172$), fundo da Deserta Sul ($\eta = 0.100$), raso da Pedra do Elefante ($\eta = 0.084$), raso da Aranhas Oeste ($\eta = 0.081$), raso da Ilha do Coral ($\eta = 0.070$), raso do Saco do Batismo ($\eta = 0.064$), fundo do Saco do Batismo ($\eta = 0.019$), fundo da Irmã de Fora ($\eta = 0.006$), raso do Portinho Sul ($\eta = 0.004$) e fundo do Portinho Sul ($\eta = 0.003$).

Para as localidades com dados em diferentes faixas batimétricas foi feita uma soma entre os valores preditos, a qual pode ser observada na Figura 13 e Figura 14. A partir desses valores, pode-se ordenar as localidades por ordem de risco considerando as detecções, a dominância de TF e ausência de RPM e L (Figura 11A).

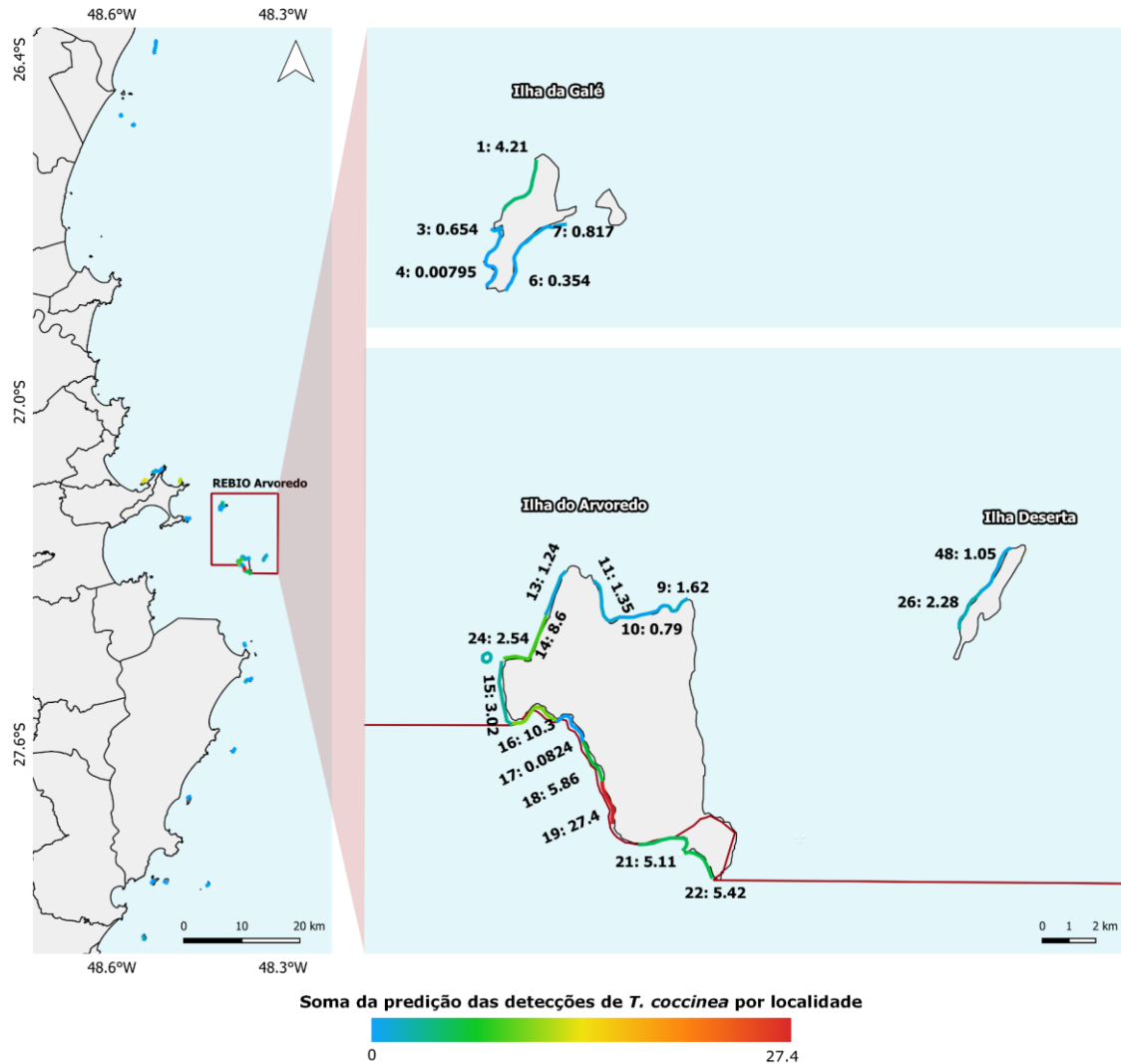
Figura 13 – Soma da predição das detecções de *T. coccinea* considerando a localidade como unidade amostral (Cenário 1) em relação às classes geomorfológicas definidas na costa de Santa Catarina.



O rótulo segue o padrão 'localidade: valor predito pelo modelo'. O gradiente de cores se dá entre o menor e o maior valor obtido na predição, sendo representados respectivamente do azul ao vermelho. Quanto maior a quantidade de tocas e fendas (TF) e menor a de rochas pequenas e médias (RPM) e lajes (L), maior a probabilidade de detectar a espécie invasora.

Fonte: elaborado pela autora.

Figura 14 – Soma da predição das detecções de *T. coccinea* considerando a localidade como unidade amostral (cenário 1) em relação às classes geomorfológicas definidas na costa de Santa Catarina, com foco na REBIO Arvoredo.



O rótulo segue o padrão 'localidade: valor predito pelo modelo'. O gradiente de cores se dá entre o menor e o maior valor obtido na predição, sendo representados respectivamente do azul ao vermelho. Quanto maior a quantidade de tocas e fendas (TF) e menor a de rochas pequenas e médias (RPM) e lajes (L), maior a probabilidade de detectar a espécie invasora.

Fonte: elaborado pela autora.

3.1.2 Cenário 2: Segmento como unidade amostral

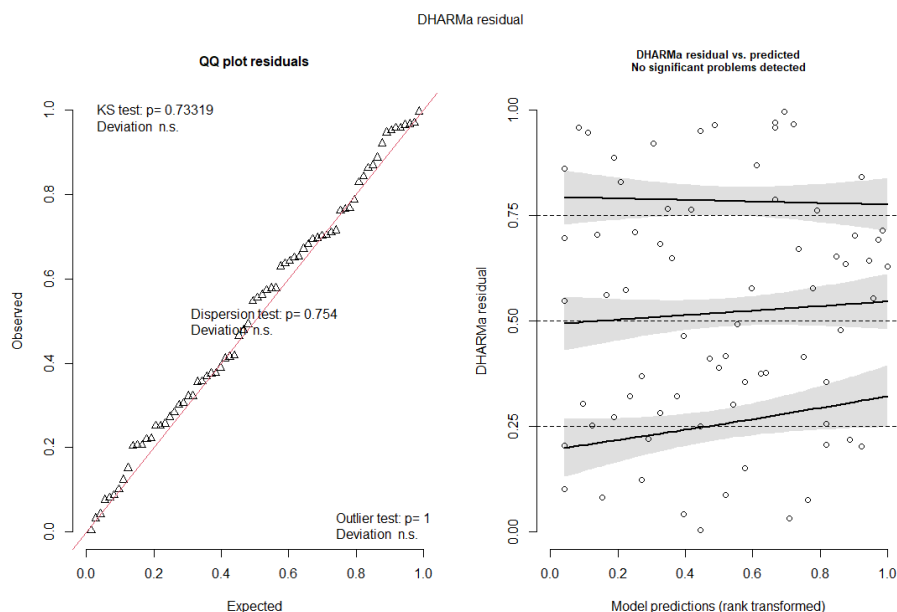
O modelo base obteve sua melhor performance utilizando-se a distribuição Poisson Generalizada, de acordo com o AICc e a AVDR (Figura 15). O modelo final mais simples com o melhor ajuste (Tabela 1) teve o efeito aleatório da localidade em cada segmento, além de uma relação positiva com MP ($\beta_1 = 0.2232$). Seu intercepto fixo (total de detecções) foi estimado por $\beta_0 = -1.9574$. Aplicando os valores encontrados na fórmula, tem-se:

$$\eta = (-1.9574) + 0.2232mp + b_0,$$

onde b_0 é o efeito aleatório de intercepto a depender da localidade em cada segmento. Os dados utilizados para a modelagem podem ser observados nas Tabelas 3 e 4, Apêndice A. O processo de análise pode ser visto com mais detalhes no Apêndice B.

A análise de uniformidade (Figura 15) demonstra que os pontos se aproximam da linha reta de 45° , indicando que a distribuição dos resíduos observados se alinha à distribuição de resíduos esperada. O Teste de KS ($p = 0.73319$) e o teste de dispersão ($p = 0.754$) possuem desvios não significativos, indicando que os resíduos são aproximadamente uniformes e não há evidências de dispersão anormal, sendo um modelo bem ajustado aos dados. Em relação ao *plot* dos resíduos pelas previsões do modelo “*rank transformed*”, as linhas de quantil possuem dois padrões: para o primeiro quartil (0.25), a linha possui uma inclinação positiva, indicando a possibilidade de estar superestimando ou subestimando algumas faixas de previsão; no segundo quartil (0.5), essa inclinação é suavizada e; no terceiro quartil, ela tende a ser horizontal, indicando que não possui enviesamento significativo.

Figura 15 – Análise dos resíduos do modelo final mais simples com o melhor ajuste das detecções de *T. coccinea* por segmento pelas classes geomorfológicas.



O painel à esquerda representa os resíduos observados (eixo Y) pelos esperados (eixo X), assim como os valores do teste KS ($p = 0.73319$) e de dispersão ($p = 0.754$). O painel à direita indica os resíduos (eixo Y) contra as predições do modelo “rank transformed” (eixo X).

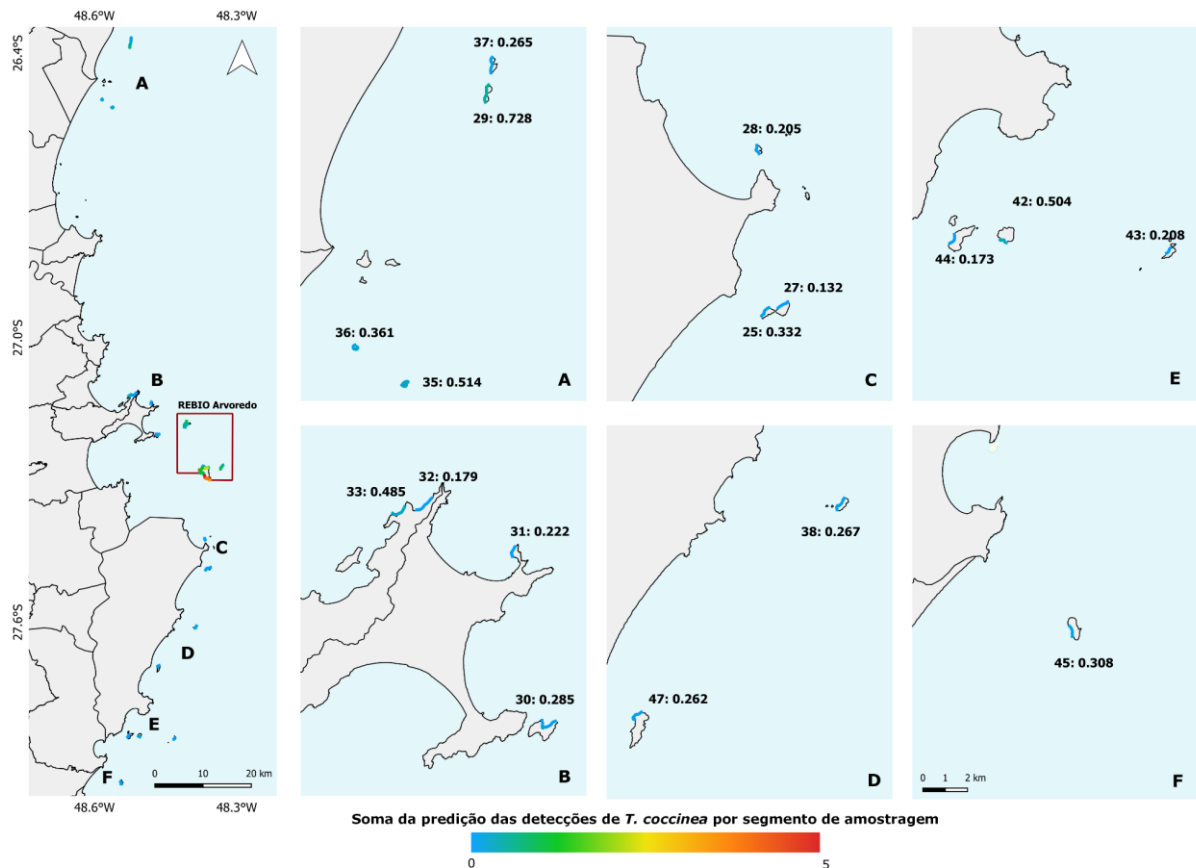
Fonte: elaborado pela autora.

O segmento com maior adequabilidade de habitat foi o 62 ($\eta = 3.092$), seguido do 6 ($\eta = 2.090$), 63 ($\eta = 1.883$), 5 ($\eta = 1.870$), 20 ($\eta = 1.525$), 73 ($\eta = 1.290$), 45 ($\eta = 1.110$), 72 ($\eta = 1.084$), 22 ($\eta = 1.067$), 35 ($\eta = 1.060$), 1 ($\eta = 1.010$), 34 ($\eta = 0.889$), 67 ($\eta = 0.870$), 14 ($\eta = 0.843$), 19 ($\eta = 0.683$), 36 ($\eta = 0.678$), 37 ($\eta = 0.678$), 75 ($\eta = 0.674$), 38 ($\eta = 0.607$), 2 ($\eta = 0.578$), 50 ($\eta = 0.529$), 27 ($\eta = 0.511$), 10 ($\eta = 0.421$), 61 ($\eta = 0.412$), 59 ($\eta = 0.392$), 81 ($\eta = 0.368$), 11 ($\eta = 0.362$), 55 ($\eta = 0.337$), 57 ($\eta = 0.335$), 3 ($\eta = 0.322$), 16 ($\eta = 0.312$), 71 ($\eta = 0.308$), 30 ($\eta = 0.298$), 52 ($\eta = 0.293$), 56 ($\eta = 0.285$), 60 ($\eta = 0.280$), 53 ($\eta = 0.277$), 82 ($\eta = 0.261$), 42 ($\eta = 0.256$), 13 ($\eta = 0.247$), 4 ($\eta = 0.233$), 41 ($\eta = 0.229$), 70 ($\eta = 0.224$), 39 ($\eta = 0.221$), 58 ($\eta = 0.220$), 26 ($\eta = 0.217$), 31 ($\eta = 0.216$), 79 ($\eta = 0.208$), 8 ($\eta = 0.207$), 33 ($\eta = 0.205$), 51 ($\eta = 0.198$), 29 ($\eta = 0.194$), 48 ($\eta = 0.190$), 12 ($\eta = 0.176$), 54 ($\eta = 0.175$), 78 ($\eta = 0.173$), 28 ($\eta = 0.166$), 68 ($\eta = 0.163$), 76 ($\eta = 0.155$), 77 ($\eta = 0.153$), 18 ($\eta = 0.154$), 69 ($\eta = 0.149$), 66 ($\eta = 0.144$), 24 ($\eta = 0.142$), 47 ($\eta = 0.141$), 80 ($\eta = 0.135$), 49 ($\eta = 0.132$), 15 ($\eta = 0.124$), 23 ($\eta = 0.123$), 64 ($\eta = 0.122$) e 9 ($\eta = 0.119$).

Assim, pela ordem dos segmentos, o fundo do Saco do Engenho teve o maior valor predito ($\eta > 1$), seguido do raso da Pedra do Elefante, raso do Saco do

Engenho, fundo da Pedra do Elefante, fundo do Saco do Vidal, fundo do Costão do Saco d'água, fundo do Saco do Vidal, fundo da Baía do Farol e raso da Baía das Tartarugas (Tabela 3, Apêndice A). Uma soma dos valores preditos foi feita para os segmentos realizados em diferentes faixas batimétricas na mesma localidade, a qual pode ser observada na Figura 16 e Figura 17. Assim, a ordenação das localidades considerando a probabilidade de detecção de *T. coccinea* e a dominância de MP pode ser realizada, como mostra a Figura 11B.

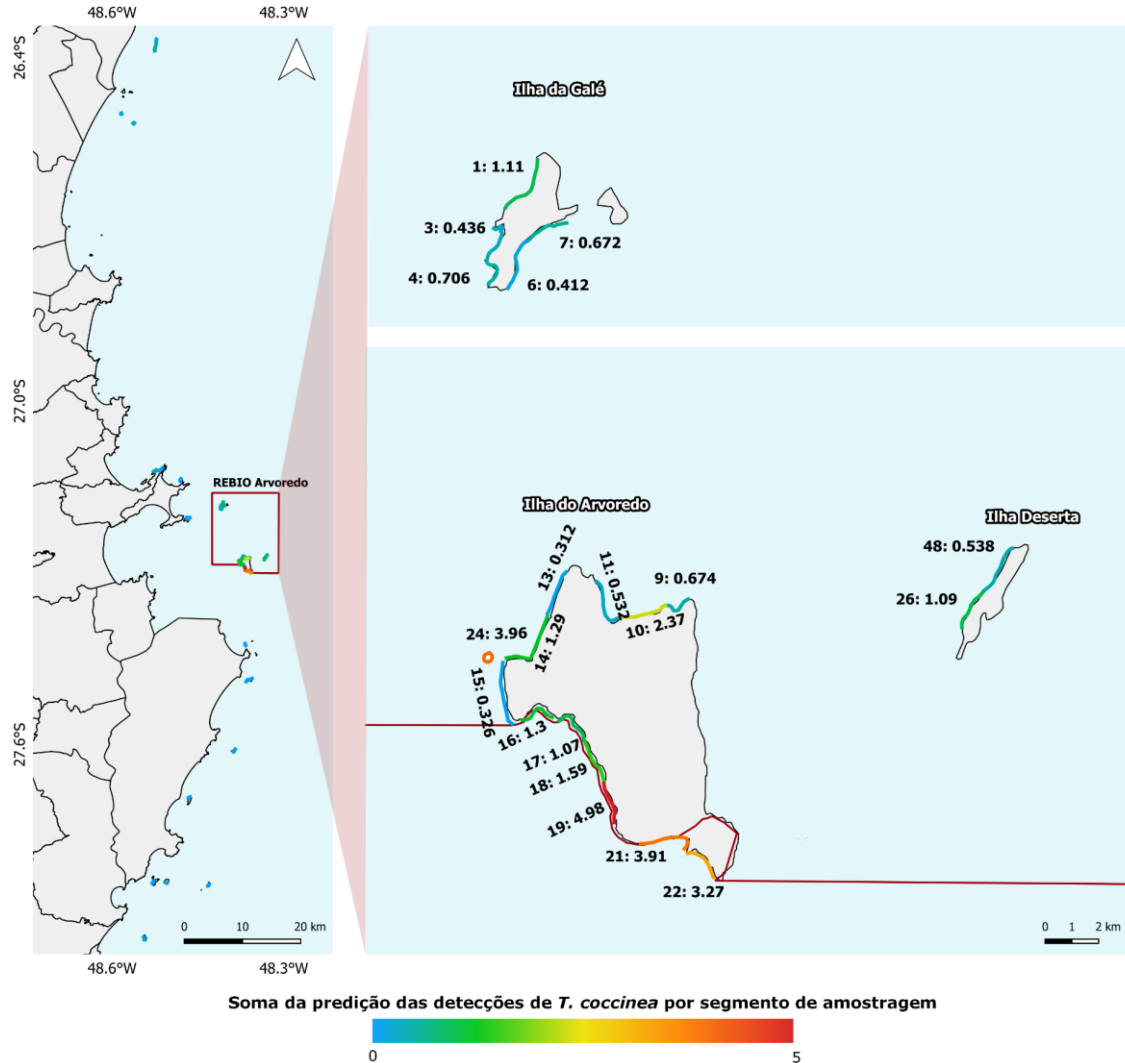
Figura 16 – Soma da predição das detecções de *T. coccinea* considerando os segmentos como unidade amostral (Cenário 2) em relação às classes geomorfológicas definidas na costa de Santa Catarina.



O rótulo segue o padrão 'localidade: valor predito pelo modelo'. O gradiente de cores se dá entre o menor e o maior valor obtido na predição, sendo representados respectivamente do azul ao vermelho. Quanto maior a quantidade de matacões e paredões (MP), maior a probabilidade de detectar a espécie invasora.

Fonte: elaborado pela autora.

Figura 17 – Soma da predição das detecções de *T. coccinea* considerando os segmentos como unidade amostral (Cenário 2) em relação às classes geomorfológicas definidas na costa de Santa Catarina, com foco na REBIO Arvoredo.



O rótulo segue o padrão 'localidade: valor predito pelo modelo'. O gradiente de cores se dá entre o menor e o maior valor obtido na predição, sendo representados respectivamente do azul ao vermelho. Quanto maior a quantidade de matações e paredões (MP), maior a probabilidade de detectar a espécie invasora.

Fonte: elaborado pela autora.

3.2 RELAÇÃO ENTRE INTENSIDADE DE INVASÃO E CLASSES GEOMORFOLÓGICAS

O modelo base obteve sua melhor performance utilizando-se a distribuição de Poisson, de acordo com o AICc e a AVDR (Figura 18). O modelo final mais simples com o melhor ajuste (Tabela 1), com efeito aleatório da localidade e offset de total de minutos mergulhados em cada local, resultou em uma relação positiva

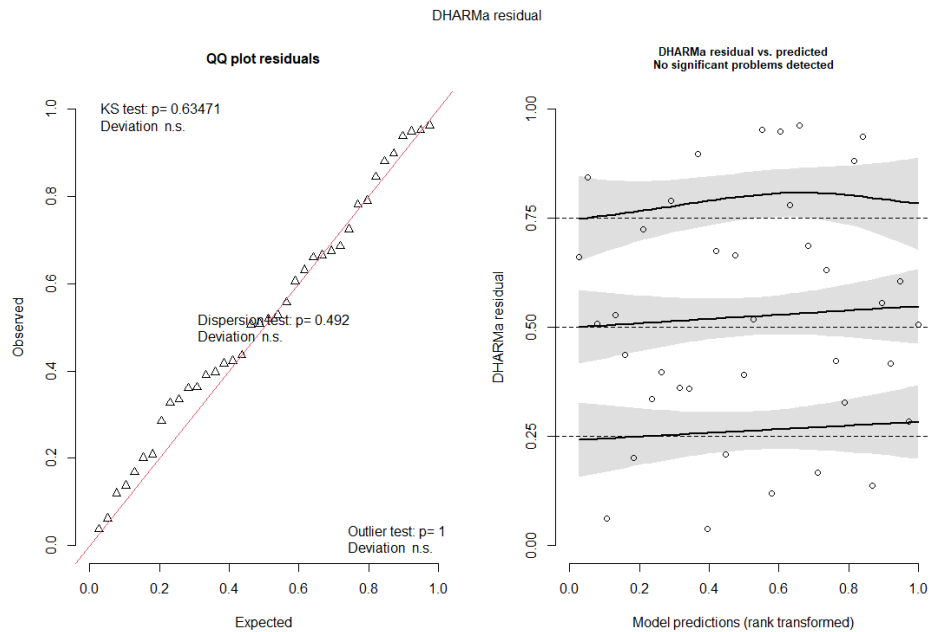
dominante com MP ($\beta_1 = 0.5187$) e secundária com GC ($\beta_2 = 0.1121$), e negativa com L ($\beta_3 = -0.4140$). A intensidade de ocorrência (intercepto fixo) foi estimada por $\beta_0 = -8.8202$. Nesse caso, a fórmula para o preditor linear é definida por

$$\eta = (-8.8202) + 0.5187mp + 0.1121gc - 0.4140l + b_0 + \log(offset),$$

onde b_0 = efeito aleatório de intercepto (a depender da localidade) e $\log(offset) = offset$ conhecido (total de minutos mergulhados, a depender da localidade). Os dados utilizados para a modelagem podem ser observados nas Tabelas 5 e 6, Apêndice A. O processo de análise pode ser visto com mais detalhes no Apêndice B.

A análise de uniformidade (Figura 18), por mais que em algumas regiões da reta os pontos se afastem suavemente, indica que a distribuição dos resíduos observados se aproxima da distribuição de resíduos esperada. O Teste de KS ($p = 0.63471$) e o teste de dispersão ($p = 0.492$) possuem desvios não significativos, e o teste de dispersão ($p = 0.754$) possuem desvios não significativos, indicando que os resíduos são aproximadamente uniformes e não há evidências de dispersão anormal, sendo um modelo bem ajustado aos dados. Em relação ao *plot* dos resíduos pelas predições do modelo “*rank transformed*”, as linhas possuem uma suave inclinação positiva nos quartis 0.25 e 0.5, enquanto no quartil 0.75 a linha possui uma leve concavidade. De forma geral, o modelo não demonstra enviesamento evidente.

Figura 18 – Análise dos resíduos do modelo final mais simples com o melhor ajuste da intensidade de invasão.



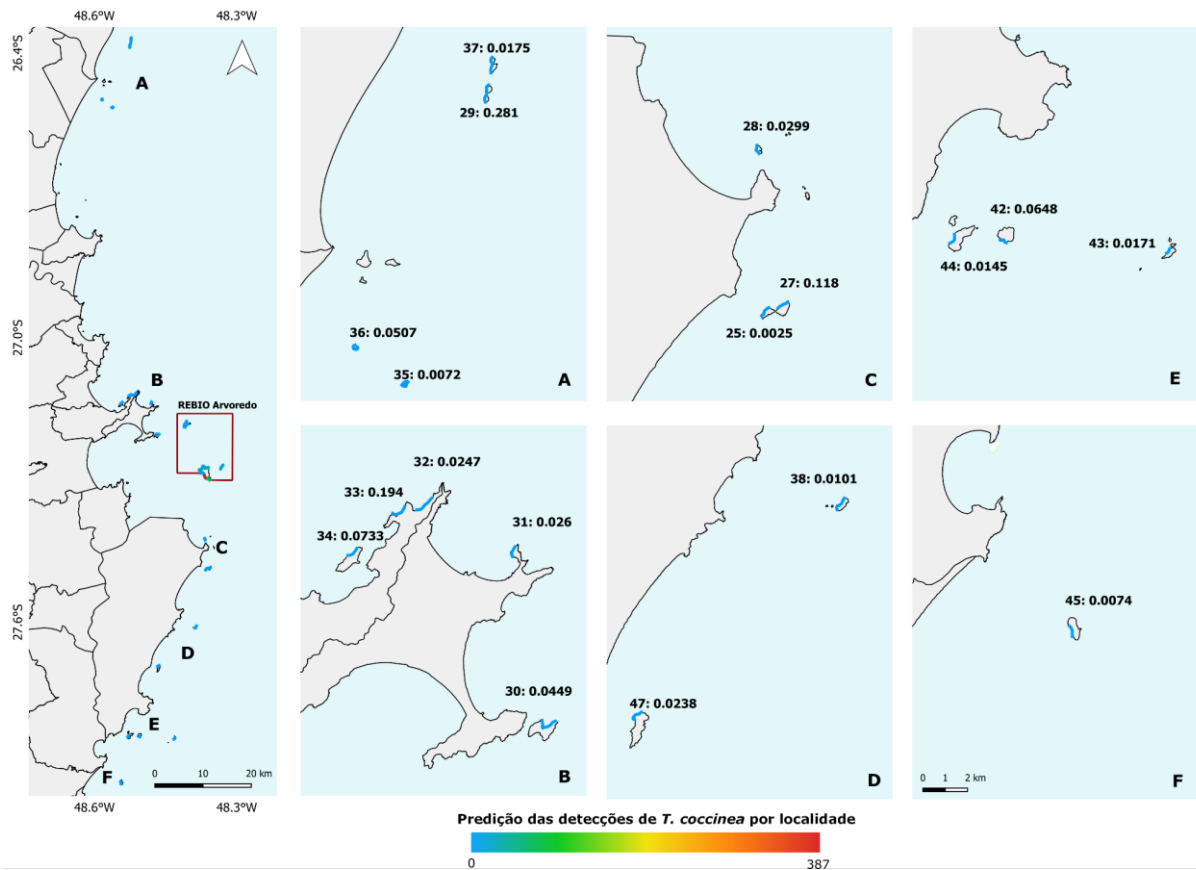
O painel à esquerda representa os resíduos observados (eixo Y) pelos esperados (eixo X), assim como os valores do teste KS ($p = 0.63471$) e de dispersão ($p = 0.492$). O painel à direita indica os resíduos (eixo Y) contra as previsões do modelo “rank transformed” (eixo X).

Fonte: elaborado pela autora.

O Saco do Engenho foi a localidade com maior adequabilidade de habitat ($\eta = 387.5$), seguida pelo Rancho Norte ($\eta = 83.4$), Saco do Vidal ($\eta = 69.6$), Baía do Farol ($\eta = 54.0$), Pedra do Elefante ($\eta = 45.9$), Costão do Saco d’água ($\eta = 39.4$), Deserta Sul ($\eta = 25.5$), Enseada do Lili ($\eta = 20.0$), Saco do Batismo ($\eta = 10.2$), Baía das Tartarugas ($\eta = 8.08$), Saquinho d’água ($\eta = 3.73$), Deserta Norte ($\eta = 1.87$), Saco do Capim ($\eta = 1.82$), Ponta do Letreiro ($\eta = 1.62$), Tamboretes Sul ($\eta = 0.281$), Estaleiro 2 ($\eta = 0.194$), Portinho Sul ($\eta = 0.161$), Saco d’Água ($\eta = 0.129$), Costa do Elefante ($\eta = 0.084$), Ilha Porto Belo ($\eta = 0.073$), Irmã de Fora ($\eta = 0.065$), Tipitinga ($\eta = 0.05$), Portinho Norte ($\eta = 0.049$), Ilha do Macuco ($\eta = 0.045$), Saco da Mulata Norte ($\eta = 0.040$), Mata Fome ($\eta = 0.023$), Sepultura ($\eta = 0.026$), Estaleiro 1 ($\eta = 0.025$), Campeche Norte ($\eta = 0.024$), Tamboretes Norte ($\eta = 0.0175$), Moleques do Sul ($\eta = 0.0171$), Irmã do Meio ($\eta = 0.014$), Saco da Mulata Sul ($\eta = 0.014$), Aranhas Leste ($\eta = 0.012$), Ilha do Xavier ($\eta = 0.010$), Ilha do Coral ($\eta = 0.0074$), Ilha dos Lobos ($\eta = 0.0072$) e Aranhas Oeste ($\eta = 0.002$) (Figuras 19 e 20).

A partir dos valores preditos, pode-se ordenar as localidades pela probabilidade da intensidade de invasão de *T. coccinea* e a dominância de MP e GC e ausência de L (Figura 11C).

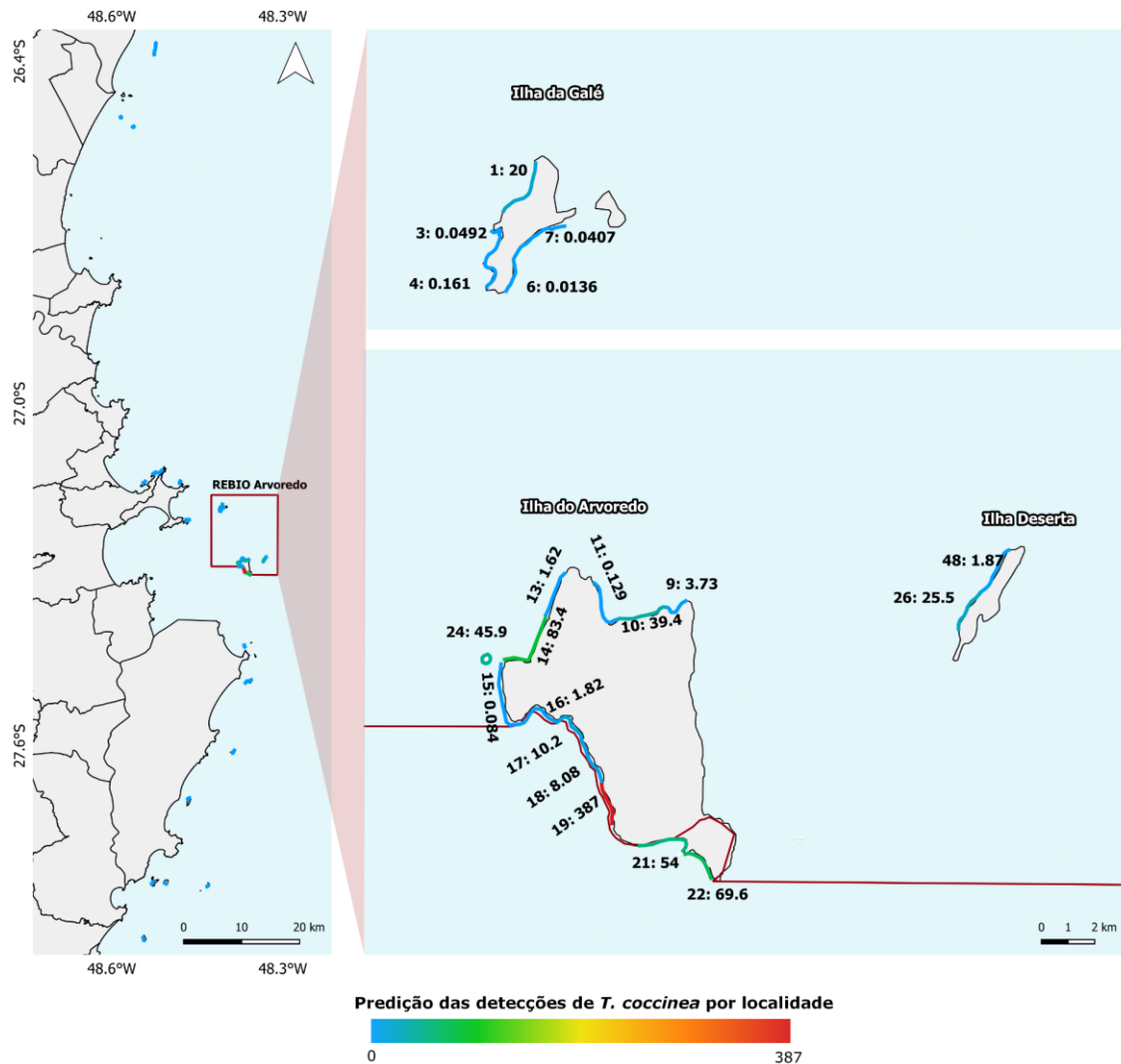
Figura 19 – Predição da intensidade de invasão de *T. coccinea* em relação às classes geomorfológicas definidas na costa de Santa Catarina.



O rótulo segue o padrão 'localidade: valor predito pelo modelo'. O gradiente de cores se dá entre o menor e o maior valor obtido na predição, sendo representados respectivamente do azul ao vermelho. Quanto maior a quantidade de matações e paredões (MP) e grutas e cavernas (GC) e menor a de lajes (L), maiores as chances da intensidade de invasão ser mais crítica.

Fonte: elaborado pela autora.

Figura 20 – Predição da intensidade de invasão de *T. coccinea* em relação às classes geomorfológicas definidas na costa de Santa Catarina, com foco na REBIO Arvoredo.



O rótulo segue o padrão 'localidade: valor predito pelo modelo'. O gradiente de cores se dá entre o menor e o maior valor obtido na predição, sendo representados respectivamente do azul ao vermelho. Quanto maior a quantidade de matações e paredões (MP) e grutas e cavernas (GC) e menor a de lajes (L), maiores as chances da intensidade de invasão ser mais crítica.

Fonte: elaborado pela autora.

4 DISCUSSÃO

Os resultados indicam que as ocorrências de *Tubastraea coccinea* demonstram uma relação positiva com tocas e fendas (TF), matacões e paredões (MP) e grutas e cavernas (GC) na área de estudo, corroborando com a hipótese apresentada. Além disso, uma relação negativa foi observada com as rochas pequenas e médias (RPM) e lajes (L). Para a intensidade de invasão da espécie exótica, o melhor modelo indicou uma relação positiva dominante com matacões e paredões, positiva secundária com grutas e cavernas e negativa com lajes. De forma geral, os modelos indicam uma relação positiva entre a presença de *T. coccinea* e as formações mais crípticas dos costões rochosos e negativa com as formações expostas. Os mesmos padrões se repetem para a intensidade de ocorrência da espécie, corroborando com a hipótese apresentada no estudo. Assim, entende-se que áreas com a maior média de características geomorfológicas como matacões e paredões, tocas e fendas e grutas e cavernas possuem maior probabilidade de ocorrência de coral-sol, evidenciando na costa de Santa Catarina regiões localizadas majoritariamente na REBIO Arvoredo e em seu Entorno Imediato, além da península de Bombinhas (Figura 11), e demonstrando que a geomorfologia dos costões rochosos restringe a proliferação de coral-sol na região.

Ao se estabelecer em formações verticais (como MP), o coral azooxantelado tem acesso livre à coluna d'água e, conseqüentemente, à sua fonte de alimento. A sua presença em formações com reentrâncias (como TF e GC) pode ser explicada pela pouca ou nenhuma sedimentação e baixa radiação UV (Irving; Connell, 2002). Em um estudo de padrões de recrutamento de corais escleractíneos, Rogers *et al.* (1984) concluiu que as altas taxas de recrutamento de corais escleractíneos geralmente estão associadas com a alta densidade de ouriços-do-mar e peixes, organismos herbívoros que controlam a comunidade de algas prevenindo o monopólio do espaço disponível. Nos costões rochosos da REBIO Arvoredo, os ouriços-do-mar podem formar agrupamentos com até 500 indivíduos, enquanto nas áreas onde sua ocorrência é menor as rochas são recobertas por diversas espécies de algas, além da presença de peixes recifais que vivem junto aos costões, especialmente nas tocas e fendas que lhes servem de abrigo (MAArE, 2017).

O estudo realizado por Mizrahi *et al.* (2014, 2017) encontrou padrões de assentamento de *T. coccinea* em formações orientadas negativamente, com

angulações entre 90° a 180° (face vertical a virada para baixo) na Ilha de Búzios, São Paulo. Paula e Creed (2005) verificaram que 34% das colônias encontradas em Ilha Grande, Rio de Janeiro, estavam em declividades entre 80-100°. Como tocas e fendas, matacões e paredões e grutas e cavernas possuem angulações que se enquadram nessa classificação, entende-se que na costa catarinense o padrão se repete, sendo as formações mais propícias ao desenvolvimento de colônias de coral-sol de acordo com a modelagem de adequabilidade de habitat. Crivellaro *et al.* (2021) cita que a invasão ao sul do Brasil é majoritariamente restrita, até então, às superfícies verticais e formações com reentrâncias, as quais se enquadram em matacões e paredões, grutas e cavernas e tocas e fendas, respectivamente. Rochas pequenas e médias e lajes são formações positivamente orientadas – de acordo com a angulação proposta por Mizrahi *et al.* (2014) – com as quais estabeleceu-se uma relação negativa, tanto com as detecções quanto com a intensidade da invasão, corroborando com a preferência da espécie por formações crípticas.

Em 2012 foi detectado o primeiro foco de invasão nas proximidades imediatas da REBIO Arvoredo (Capel *et al.*, 2012), mais precisamente na localidade do Engenho. Porém, estima-se que a espécie se encontra no Rancho Norte desde os anos 2000, chegando no Engenho apenas sete anos depois (Crivellaro *et al.*, 2022). Com o passar dos anos novos pontos de ocorrência foram detectados ao longo da costa da Ilha do Arvoredo. Atualmente, o coral-sol já se faz presente nas três ilhas da reserva marinha e sua invasão se restringe, até então, a REBIO Arvoredo e seu entorno imediato. Ao relacionar as detecções e a intensidade da invasão com as caracterizações geomorfológicas, nota-se que a maioria das localidades preditas que possuem os maiores índices de adequabilidade de habitat coincidem com as primeiras invadidas (Figura 11), sendo Engenho, Rancho Norte, Saco do Vidal e Baía do Farol, as últimas invadidas provavelmente em 2011 e 2008 de acordo com Crivellaro *et al.* (2022).

Um dos fatores que podem explicar a atual distribuição é a exponencial dispersão de propágulos da espécie com tendência de assentamento de recrutas próximo da colônia doadora (Creed *et al.*, 2017; Couto *et al.*, 2021), o que aumenta as chances de sobrevivência e promoveu uma taxa de expansão anual de 2,1 a 2,4 km/ano (Silva *et al.*, 2014; Santos *et al.*, 2019). Apesar disso, a longevidade larval, quando combinada com a hidrodinâmica local, e o extenso período que a larva pode alcançar entre o seu assentamento e metamorfose, possibilitam uma maior

habilidade de dispersão, expandindo a colonização de *T. coccinea* a novas áreas (Luz *et al.*, 2020). Tal fato, quando combinado com a preferência por substratos como matacões e paredões, tocas e fendas e grutas e cavernas, pode explicar como a bioinvasão alcançou a Ilha Deserta (Figura 14, Figura 17 e Figura 20), provavelmente tendo localidades da Ilha do Arvoredo como área doadora. O estabelecimento da espécie na Ilha da Galé (Figura 14, Figura 17 e Figura 20) pode ser oriundo de fontes externas aos limites da REBIO, considerando a proximidade da ilha com a península da cidade de Bombinhas e as correntes marítimas que podem favorecer a dispersão oceânica.

Ao observar a probabilidade de detecção de coral-sol considerando a adequabilidade dos costões rochosos, nota-se que algumas localidades ainda sem registro de invasão no entorno da REBIO Arvoredo possuem um valor predito considerável, como a Ilha Porto Belo e a Sepultura, na península de Bombinhas (Figura 13 e Figura 11A), além de Tamboretes Sul (Figura 11B e Figura 16) ao norte da área de estudo. A Ilha Porto Belo é caracterizada pela grande abrangência de tocas e fendas e de rochas pequenas e médias (Tabela 2, Apêndice A), o que ilustra o motivo da localidade ter um índice de risco tão alto no cenário um, enquanto o costão rochoso de Tamboretes Sul é representado pela presença de matacões e paredões (Tabela 4, Apêndice A), justificando o risco indicado pelo cenário dois. A Sepultura possui um IAR-GEO médio semelhante para as classes geomorfológicas presentes (Tabela 2, Apêndice A), mas a ausência de lajes e presença de tocas e fendas pode tornar o habitat suscetível à invasão. A localidade do Naufrágio do Lili, na Ilha Galé (Figura 4), não entrou no estudo por ser caracterizada por uma invasão em substrato artificial, e aqui utilizamos apenas substratos rochosos naturais. Porém, traz preocupações por poder atuar como um trampolim para a expansão do coral-sol (Creed; Paula, 2007; Soares *et al.*, 2020), já que a espécie possui grande capacidade de também recrutar em substratos artificiais (Creed *et al.*, 2016; Soares *et al.*, 2018; Ohanna *et al.*, 2025). Além disso, a área é considerada de difícil manejo pela sua inacessibilidade, possibilitando assim o alcance da invasão em áreas que, de acordo com a modelagem, são adequadas para o estabelecimento da espécie, como Sepultura e Porto Belo.

Dessa forma, a modelagem de adequabilidade de habitat corrobora com os princípios da detecção precoce e resposta rápida, auxiliando diretamente nas três etapas do processo de invasão (pré-fronteira, fronteira e pós-fronteira, (Olenin *et al.*,

2011)) na costa de Santa Catarina, uma vez que possibilita elencar localidades por grau de risco considerando a relação entre a ocorrência de *T. coccinea* e as classes geomorfológicas facilitadoras (TF, MP e GC) para o seu estabelecimento, como na Figura 11.

Controlar uma bioinvasão em ambiente marinho é geralmente desafiador, exigindo ferramentas e metodologias específicas e alto investimento financeiro. Mesmo controlando o que é possível, lidamos com a imprevisibilidade climática, que afeta diferentes parâmetros oceanográficos e impacta diretamente na aplicação do mergulho subaquático, seja por fortes correntes, turbidez ou ventos intensos. No presente estudo, no qual um dos mergulhadores era o responsável pelo registro das ocorrências de coral-sol e o outro pelo levantamento geomorfológico do costão rochoso, o efeito do observador pode ter influenciado nos resultados de cada segmento amostrado, uma vez que cada mergulhador possui uma área de abrangência visual e padrões de observação distintos.

Porém, o treinamento de quantificação da espécie invasora e de levantamento geomorfológico executado com cada mergulhador minimiza a variação, além da metodologia empregada ter apresentado um alto nível de concordância entre amostragens *in situ* com modelos tridimensionais detalhados da REBIO Arvoredo e não mostrar viés significativo do observador entre diferentes observadores de acordo com o levantamento de vídeos *ex situ*, de acordo com Thomas *et al.* (em revisão). O tempo de observação entre os mergulhadores nos levantamentos geomorfológicos e DAFOR apresentaram diferenças, o que impossibilitou a resolução minuto-a-minuto entre as ocorrências de coral-sol e as classes geomorfológicas e, conseqüentemente, o uso de metodologias para dados categóricos ordinais (como o Modelo Linear Misto Cumulativo (CLMM)). Para mais, a invasão na região ainda se comporta de forma contida e limitada, o que ocasiona um número baixo de unidades amostrais e interfere na disponibilidade de um banco de dados além dos já utilizados para testar a performance dos modelos. Diante deste imprevisto metodológico, os métodos usados neste estudo foram empregados buscando o melhor aproveitamento possível dos dados coletados. Ao considerar a ecologia do coral-sol, outros fatores além do substrato rochoso podem também influenciar na distribuição da invasão, como a temperatura (Almeida Saá *et al.*, 2020; Paula; Creed, 2005), a turbidez (Derouen *et al.*, 2020), a distância da colônia doadora (Creed *et al.*, 2017; Couto *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2014) e a competição

com outras espécies (Almeida Saá *et al.*, 2020; Miranda *et al.*, 2016; Rogers *et al.*, 1984), sendo estes não trazidos no desenvolvimento deste estudo.

Para incrementar a modelagem e gerar planos de amostragem estratégicos e eficazes, as predições podem ser integradas a rotas de tráfego humano no litoral catarinense (Ohanna *et al.*, 2025; Zhu *et al.*, 2025), como rotas de navegação, áreas portuárias e zonas de extração de petróleo e gás (Paula; Creed, 2004; Paula; Creed, 2005; Silva *et al.*, 2014), que são atividades que tornam as Áreas Protegidas Marinhas mais suscetíveis à invasão de *T. coccinea* (Ohanna *et al.*, 2025). Para mais, as ações de controle nessa região podem ser potencializadas pelo protocolo proposto por Coelho-Souza *et al.* (2025), o qual sugere erradicação local para localidades com baixa abundância de coral-sol e mitigação para localidades com alta abundância. Além disso, o aumento do esforço de amostragem pode ser potencializado pela observação de observadores não-cientistas em ações de ciência cidadã. Esta abordagem vem contribuindo para o monitoramento de invasões biológicas, tanto terrestres (Zulian *et al.*, 2021) quanto marinhas (Giovos *et al.*, 2019), se apresentando como uma alternativa para aumentar o esforço de amostragem em locais não contemplados pela estrutura da REBIO Arvoredo.

O monitoramento é uma ferramenta fundamental para diagnosticar espécies exóticas invasoras, assim como para acompanhar o status da invasão. Devido aos recursos limitados empregados nas atividades, o método apresentado aqui visa orientar a aplicação de recursos de forma mais eficiente, uma vez que áreas com maior probabilidade de ocorrência podem ser identificadas pela adequabilidade do costão rochoso. Além disso, a caracterização geomorfológica é uma condição abiótica estável, pelo menos na escala de tempo humana, gerando dados úteis por longos períodos. A entrada de novas amostragens trará cada vez mais precisão para a modelagem, renovando a utilidade da metodologia empregada. Adicionalmente, sugere-se que o levantamento geomorfológico seja realizado e o monitoramento intensificado em localidades próximas das que possuem os maiores valores preditos, como na face leste das ilhas da REBIO e do Parque Estadual Acaraí (Arquipélago Tamboretes) e na península de Bombinhas. Assim, a aplicação trabalhada no estudo proporciona uma ferramenta útil para a gestão ao apresentar um padrão de estabelecimento de *T. coccinea* a partir de uma condição abiótica que não se altera, apontando os habitats propícios e elencando as localidades com costões rochosos já caracterizados nas cinco classes geomorfológicas por índice de

probabilidade de ocorrência. Indica-se que a REBIO Arvoredo e seu entorno imediato sejam priorizados para respostas rápidas por ser uma UC restrita (Creed *et al.*, 2025) de grande interesse para a biodiversidade e economia regional (ICMBIO, 2004; MAArE, 2017), além de ainda ser a única região invadida ao sul do Atlântico Sul.

5 CONCLUSÃO

A partir dos resultados, conclui-se que as formações dos costões rochosos da costa catarinense potencialmente determinam a ocorrência e na intensidade de ocorrência de *Tubastraea coccinea*. De forma geral, os modelos indicam uma relação positiva entre a presença de *T. coccinea* e as formações mais crípticas dos costões rochosos e negativa com as formações expostas, padrão que se replica quando se trata sobre a intensidade da invasão. Assim, áreas com maior dominância de formações do tipo tocas e fendas, matacões e paredões e grutas e cavernas possuem maior probabilidade de ocorrência de coral-sol, evidenciando na costa de Santa Catarina regiões localizadas majoritariamente na REBIO Arvoredo e em seu Entorno Imediato, assim como na península de Bombinhas e no Arquipélago Tamboretes abrigado na UC Parque Estadual Acaraí.

A aplicação da metodologia no caso de *T. coccinea* contribui para a gestão ao indicar e hierarquizar as áreas mais suscetíveis à invasão, otimizando o uso de esforços e recursos e aumentando a chance de erradicação, ao menos local, da espécie. Além disso, apresenta padrões do coral invasor ao identificar características dos costões rochosos que facilitam o sucesso no estabelecimento. A entrada de novos dados tende a promover um melhor ajuste para o modelo, proporcionando uma ferramenta de longa vida ao considerar uma condição abiótica que não se altera na escala de tempo humana. No entanto, outros fatores relacionados à ecologia do organismo podem influenciar no estabelecimento da espécie, como a distância da colônia doadora e condições meteoceanográficas, sendo estes não trazidos no trabalho. Entende-se que o estudo apresenta resultados preliminares que devem ser revistos e aprimorados para uma melhor análise e interpretação dos dados e consequente uso para a gestão ambiental.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA SAA, A. C. et al. Unraveling interactions: do temperature and competition with native species affect the performance of the non-indigenous sun coral *Tubastraea coccinea*?. **Coral Reefs**, v. 39, n. 1, p. 99-117, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00338-019-01870-0>
- AUSTIN, M. P. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. **Ecological Modelling**, v. 157, n. 2, p. 101–118, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00205-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00205-3)
- BARBOSA, R. V. **Modelagem de Adequabilidade de Habitat de Corais Azooxantelados na Margem Continental do Brasil, com ênfase na Bacia de Campos**. 2016. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. <https://doi.org/10.11606/D.21.2017.tde-21022017-145718>
- BAX, N. et al. Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. **Marine policy**, v. 27, n. 4, p. 313-323, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0308-597X\(03\)00041-1](https://doi.org/10.1016/S0308-597X(03)00041-1)
- BOLKER, B.; BOLKER, M. B. Package ‘bbmle’. **Tools for general maximum likelihood estimation**, v. 641, 2017. Disponível em: <https://cran.ma.imperial.ac.uk/web/packages/bbmle/bbmle.pdf>
- BROOKS, M. E. et al. glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. **The R Journal**, v. 9, n.2, p. 378-400, 2017. Disponível em: <https://digitalcommons.unl.edu/r-journal/675/>
- BUCKLEY, Y. M.; CATFORD, J. Does the biogeographic origin of species matter? Ecological effects of native and non-native species and the use of origin to guide management. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 1, p. 4-17, 2016. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12501>
- CAPEL, K. C. C. **Scleractinia (Cnidaria: Anthozoa) da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (SC), com ênfase na estrutura espaço-temporal da formação mais meridional de corais recifais no Oceano Atlântico**. 2012. 111 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis (SC), 2012. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/100830>
- CASTRO, C. B.; PIRES, D. O. Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. **Bulletin of Marine Science**, v. 69, n. 2, p. 357-371, 2001. Disponível em: <https://www.ingentaconnect.com/content/umrsmas/bullmar/2001/00000069/00000002/art00013>
- COELHO-SOUZA, S. A. et al. A “short blanked” reality: The challenge to control sun coral invasion in a large no-take marine protected area over a decade of adaptive management. **Marine Pollution Bulletin**, v. 216, p. 117947, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117947>

COUTO, T. D. T. C. et al. A Method to Assess the Risk of Sun Coral Invasion in Marine Protected Areas. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 93, p. e20200583, 2021. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202120200583>

CREED, J. C.; FLEURY, B. G. **Monitoramento extensivo de coral-sol (*Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis*): Protocolo de semiquantificação**. Projeto Coral-Sol, Instituto Biodiversidade Marinha, Rio de Janeiro, 2009. p. 1. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/377768655>

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**, v. 330, p. 101-111, 2007. <https://doi.org/10.3354/meps330101>

CREED, J. C. et al. The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. **Biological Invasions**, v. 19, p. 283-305, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1279-y>

CREED, J. C. et al. A Bioinvasão do Coral-Sol. *In*: JUNQUEIRA, A. O. R. et al. **A invasão do coral-sol no mundo com ênfase na costa brasileira**. Zenodo, 2025. p. 57-71. <https://doi.org/10.5281/zenodo.16882236>

CREED, J. C. et al. A Bioinvasão do Coral-Sol. *In*: SILVA, A. G. et al. **O monitoramento do coral-sol na costa brasileira: vetores, metodologias e perspectivas**. Zenodo, 2025. p. 186-207. <https://doi.org/10.5281/zenodo.16882236>

CRIVELLARO, M. S. et al. Fighting on the edge: reproductive effort and population structure of the invasive coral *Tubastraea coccinea* in its southern Atlantic limit of distribution following control activities. **Biological Invasions**, v. 23, n. 3, p. 811–823, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02403-5>

CRIVELLARO, M. S. et al. A tool for a race against time: Dispersal simulations to support ongoing monitoring program of the invasive coral *Tubastraea coccinea*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 185, p. 114354, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114354>

CRIVELLARO, M. S. **Colônia de coral-sol (*Tubastraea coccinea*) na Reserva Biológica Marinha do Arvoredo**. 2024. 1 fotografia, color., 3063 x 1970 pixels.

DENNY, M. W. Life in the maelstrom: the biomechanics of wave-swept rocky shores. **Trends in ecology & evolution**, v. 2, n. 3, p. 61-66, 1987. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(87\)90150-9](https://doi.org/10.1016/0169-5347(87)90150-9)

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**, v. 74, n. 1, p. 175-183, 2004. Disponível em: <https://www.ingentaconnect.com/content/umrsmas/bullmar/2004/00000074/00000001/art00014>

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**, v. 65, n. 4, p. 661-673, 2005. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842005000400014>

DEROUEN, Z. C. et al. Determinants of *Tubastraea coccinea* invasion and likelihood of further expansion in the northern Gulf of Mexico. **Marine Biodiversity**, v. 50, n. 6, p. 101, 2020. <https://doi.org/10.1007/s12526-020-01126-z>

FERREIRA, C. E. L. Non-indigenous corals at marginal sites. **Coral Reefs**, v. 22, n. 4, p. 498-498, 2003. <https://doi.org/10.1007/s00338-003-0328-z>

FRIEDMAN, S. K.; FRANKLIN, J. (com contribuição de Jennifer A. Miller): Mapping species distributions: Spatial inference and prediction. **Landscape Ecol**, v. 26, p. 895–897, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9603-5>

GIOVOS, I. et al. Citizen-science for monitoring marine invasions and stimulating public engagement: a case project from the eastern Mediterranean. **Biological Invasions**, v. 21, n. 12, p. 3707-3721, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02083-w>

HARTIG, F. DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. **CRAN: Contributed Packages**, 2024. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/DHARMA/>

HELLMANN, J. J. et al. Five potential consequences of climate change for invasive species. **Conservation biology**, v. 22, n. 3, p. 534-543, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2010.00193.x>

HIRZEL, A. H. et al. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. **Ecological modelling**, v. 145, n. 2-3, p. 111-121, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00396-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00396-9)

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Plano de Manejo da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo**. Florianópolis: ICMBio, 2004. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/rebio-marinha-do-arvoredo/>.

IRVING, A. D.; CONNELL, S. D. Sedimentation and light penetration interact to maintain heterogeneity of subtidal habitats: algal versus invertebrate dominated assemblages. **Marine Ecology Progress Series**, v. 245, p. 83-91, 2002. <https://doi.org/10.3354/meps245083>

KÉRY, M. Inferring the absence of a species: a case study of snakes. **The Journal of wildlife management**, p. 330-338, 2002. <https://doi.org/10.2307/3803165>

LUZ, B. L. P. et al. Life-history traits of *Tubastraea coccinea*: Reproduction, development, and larval competence. **Ecology and Evolution**, v. 10, n. 13, p. 6223-6238, 2020. <https://doi.org/10.1002/ece3.6346>

MAINKA, S. A.; HOWARD, G. W. Climate change and invasive species: double jeopardy. **Integrative Zoology**, v. 5, n. 2, p. 102-111, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2010.00193.x>

MANTELATTO, M. C. **Distribuição e abundância do coral invasor *Tubastraea* spp.** 2012. 123 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Centro Biomédico, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro (RJ), 2012. Disponível em: <http://www.bdt.d.uerj.br/handle/1/5821>

MIRANDA, R. J.; CRUZ, I. C. S.; BARROS, F. Effects of the alien coral *Tubastraea tagusensis* on native coral assemblages in a southwestern Atlantic coral reef. **Marine biology**, v. 163, n. 3, p. 45, 2016. <https://doi.org/10.1007/s00227-016-2819-9>

MIRANDA, R. J. et al. Do invasive corals alter coral reef processes? An empirical approach evaluating reef fish trophic interactions. **Marine environmental research**, v. 138, p. 19-27, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.03.013>

MIZRAHI, D.; NAVARRETE, S. A.; FLORES, A. 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**, v. 452, p. 22–30, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.11.013>

MIZRAHI, D. et al. Allelopathic effects on the sun-coral invasion: facilitation, inhibition and patterns of local biodiversity. **Marine Biology**, v. 164, n. 6, p. 139, 2017. <https://doi.org/10.1007/s00227-017-3164-3>

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

OCCHIPINTI-AMBROGI, A. Global change and marine communities: alien species and climate change. **Marine pollution bulletin**, v. 55, n. 7-9, p. 342-352, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.11.014>

OHANNA, M. et al. Charting the invasion: Predicting *Tubastraea* spp. next move into Brazilian marine protected areas. **Marine Pollution Bulletin**, v. 217, p. 118030, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118030>

OLENIN, S. et al. Recommendations on methods for the detection and control of biological pollution in marine coastal waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2598-2604, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.08.011>

PETERSON, A. T.; SOBERÓN, J. Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 2, p. 102-107, 2012. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.019>

REASER, J. K. et al. The early detection of and rapid response (EDRR) to invasive species: a conceptual framework and federal capacities assessment. **Biological Invasions**, v. 22, n. 1, p. 1–19, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02156-w>

RICHARDSON, K. et al. Earth beyond six of nine planetary boundaries. **Science advances**, v. 9, n. 37, p. eadh2458, 2023. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>

ROCKSTRÖM, J. et al. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. **Ecology and society**, v. 14, n. 2, 2009. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/26268316>

ROGERS, C. S. et al. Scleractinian coral recruitment patterns at salt river submarine canyon, St. Croix, US Virgin Islands. **Coral Reefs**, v. 3, n. 2, p. 69-76, 1984. <https://doi.org/10.1007/BF00263756>

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

SALIMI, P. A. et al. A review of the diversity and impact of invasive non-native species in tropical marine ecosystems. **Marine Biodiversity Records**, v. 14, n. 1, p.11, 2021. <https://doi.org/10.1186/s41200-021-00206-8>

SAMMARCO, P. et al. Population expansion of a new invasive coral species, *Tubastraea micranthus*, in the northern Gulf of Mexico. **Marine Ecology Progress Series**, v. 495, p. 161–173, 2014. <https://doi.org/10.3354/meps>

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

SEEBENS, H. et al. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 14435, 2017. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>

SEGAL, B. et al. **MAArE: Monitoramento Ambiental da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo e Entorno**. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), 2017. Disponível em: <https://www.maare.ufsc.br/>

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**, v. 141, p. 9–16, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.01.013>

SILVEIRA, T. C. L. **Relatório Técnico Parcial do Plano de Ação Coral-Sol REBIO Arvoredo: Eixo Monitoramento**. Florianópolis, 2023.

SIMBERLOFF, D. Biological Invasions: Prospects for slowing a major global change. **Elementa**, v. 1, p. 0000008. 2013. <https://doi.org/10.12952/journal.elementa.0000008>

SIMBERLOFF, D. et al. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 1, p. 58-66, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>

SIMBERLOFF, D. Maintenance management and eradication of established aquatic invaders. **Hydrobiologia**, v. 848, n. 9, p. 2399–2420, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04352-5>

SOARES, M. O. et al. Northward range expansion of the invasive coral (*Tubastraea tagusensis*) in the southwestern Atlantic. **Marine Biodiversity**, v. 48, p. 1651-1654, 2018. <https://doi.org/10.1007/s12526-016-0623-x>

SOARES, M. O. et al. Shipwrecks help invasive coral to expand range in the Atlantic Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 158, p. 111394, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111394>

SUTHERLAND, W. J. (Ed.). **Ecological census techniques: a handbook**. Cambridge university press, 2006. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Richard-Shine/publication/223465582_Reptiles/links/00b7d51b139efbba46000000/Reptiles.pdf

SUTHERST, Robert W. Climate change and invasive species: a conceptual framework. **Invasive species in a changing world**, p. 211-240, 2000. Disponível em: https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=hCoJiTo7l3wC&oi=fnd&pg=PA211&dq=climate+change+invasion+exotic+species&ots=OPposZGuFu&sig=A9kqKqPCKP_QN-HR0GbMLXE57Kc#v=onepage&q=climate%20change%20invasion%20exotic%20species&f=false

SYMONDS, M. R. E; MOUSSALLI, A. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. **Behavioral ecology and sociobiology**, v. 65, n. 1, p. 13-21, 2011. <https://doi.org/10.1007/s00265-010-1037-6>

THOMAS, N. et al. Are visual surveys outdated? A case study comparing visual surveys designed for sun coral assessment and emerging 3D photogrammetric approaches. Em revisão.

ZHU, G. et al. Enhancing monitoring to promote early detection and eradication of invasive species. **Ecography**, v. 2025, n. 4, p. e07105, 2025. <https://doi.org/10.1111/ecog.07105>

ZULIAN, V; MILLER, D. A. W.; FERRAZ, G. Integrating citizen-science and planned-survey data improves species distribution estimates. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 12, p. 2498-2509, 2021. <https://doi.org/10.1111/ddi.13416>

APÊNDICE A

PARÂMETROS UTILIZADOS PARA OS MODELOS DE ADEQUABILIDADE DE

HABITAT AJUSTADOS NO ESTUDO

Tabela A1 – Parâmetros utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat relacionado ao Cenário 1, com localidade como unidade amostral.

(continua)

Localidade	Faixa batimétrica	Deteções	Min. por Mergulhador (categ.)	Transectos amostrados
Aranhas Leste	Fundo	0	72-80	37
Aranhas Oeste	Raso	0	112-120	60
	Fundo	0	160-168	54
Baía das Tartarugas	Raso	1	192-200	100
	Fundo	0	184-192	95
Baía do Farol	Raso	1	168-176	68
	Fundo	7	320-328	109
Campeche Norte	Fundo	0	112-120	60
Costa do Elefante	Raso	0	104-112	55
	Fundo	0	88-96	45
Costão do Saco d'água	Fundo	3	152-160	79
Deserta Norte	Raso	1	352-360	120
	Fundo	0	112-120	38
Deserta Sul	Raso	5	216-224	88
	Fundo	0	80-88	28
Saco do Engenho	Raso	12	160-168	82
	Fundo	34	200-208	103
Enseada do Lili	Fundo	6	224-232	113
Estaleiro 1	Raso	0	112-120	60
Estaleiro 2	Raso	0	112-120	57
	Fundo	0	104-112	55
Ilha do Coral	Raso	0	64-72	35
	Fundo	0	160-168	55
Ilha dos Lobos	Fundo	0	88-96	45
Ilha do Macuco	Raso	0	248-256	127
Ilha do Xavier	Raso	0	176-184	60
Ilha Porto Belo	Raso	0	208-216	106
	Fundo	0	216-224	110
Irmã de Fora	Fundo	0	112-120	40
Irmã do Meio	Fundo	0	128-136	45
Mata fome	Fundo	0	272-280	113
Moleques do Sul	Fundo	0	80-88	42
Pedra do Elefante	Raso	1	40-48	24
	Fundo	8	152-160	62
Ponta do Letreiro	Raso	1	408-416	208
	Fundo	0	248-256	125
Portinho Norte	Raso	0	128-136	67
	Fundo	0	80-88	28
Portinho Sul	Raso	0	72-80	40
	Fundo	0	248-256	92
Rancho Norte	Entremaré	4	176-184	60
	Fundo	9	248-256	110

Tabela A1 – Parâmetros utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat relacionado ao Cenário 1, com localidade como unidade amostral.

(conclusão)				
Localidade	Faixa batimétrica	Deteções	Min. por Mergulhador (categ.)	Transectos amostrados
Saco da Mulata Norte	Raso	0	120-128	61
	Fundo	0	64-72	34
Saco da Mulata Sul	Fundo	0	152-160	40
Saco d'água	Fundo	0	320-328	121
Saco do Batismo	Raso	0	360-368	153
	Fundo	0	168-176	86
Saco do Capim	Raso	1	224-232	113
	Fundo	0	216-224	84
Saco do Vidal	Fundo	10	200-208	82
Saquinho d'água	Fundo	2	224-232	114
Sepultura	Raso	0	176-184	60
Tamboretes Norte	Raso	0	88-96	48
Tamboretes Sul	Raso	0	96-104	50
Tipitinga	Raso	0	88-96	38
	Fundo	0	96-104	50

Tabela A2 – Média do Índice de Abrangência Relativa das classes geomorfológicas utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat na costa de Santa Catarina, com localidade como unidade amostral no Cenário 1.

(continua)					
Localidade	IAR-GEO				
	GC	L	MP	RPM	TF
Aranhas Leste	0	0	0	9.5	5.5
	0.933	5.07	2.13	8.13	1.73
Aranhas Oeste	0	3.4	0.8	8.2	2.6
	1.33	1.56	8	8.89	5.56
Baía das Tartarugas	1.5	0	5.5	6.5	2.25
	1.25	0.25	2.5	9	10
Baía do Farol	0.444	0.593	3.33	6.70	2.89
	0.923	3.23	3.38	6.62	4.31
Campeche Norte	2.17	0.333	2.5	5	4.17
	0.111	0.889	1.78	9.06	5.44
Costão do Saco d'água	0.421	2.53	3.37	9.05	4.95
	0.667	1.67	5.5	10	6.83
Deserta Norte	1.71	1.14	2.29	8	6.29
	0	0.5	0.5	10	6
Deserta Sul	0.667	2	6	9	6.67
	1.11	4.44	4.22	6.89	5.33
Saco do Engenho	4.67	0	6.44	6.44	8.44
	3.43	2.95	7.62	5.24	6
Enseada do Lili	3.43	2.95	7.62	5.24	6
Estaleiro 1	0.667	1.5	1.5	9.5	6.17
Estaleiro 2	0	0	3.33	8	8
	0	0.182	3.82	8.73	6.36
Ilha do Coral	0	2.29	1.14	10	5.71
	0	1.78	1.11	9.11	1.56

Tabela A2 – Média do Índice de Abrangência Relativa das classes geomorfológicas utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat na costa de Santa Catarina, com localidade como unidade amostral no Cenário 1.

(conclusão)

Localidade	IAR-GEO				
	GC	L	MP	RPM	TF
Ilha do Macuco	0	1.67	3.83	8.33	5.17
Ilha dos Lobos	1.43	6	3.86	4.86	5.71
Ilha do Xavier	0.867	2.13	0.333	9.53	3.87
Ilha Porto Belo	0	0.182	1.82	5.82	9.82
	0.667	0.333	1.83	9.5	5.17
Irmã de Fora	1	2.5	6.5	16	13.5
Irmã do Meio	0	1.33	1.33	7.78	7.33
Mata fome	0.0952	1.62	1.90	9.05	5.14
Moleques do Sul	0.222	0	2.22	9.78	9.78
Pedra do Elefante	6	8	10	4	10
	6.5	1.5	9.5	7	10
Ponta do Letreiro	0.154	1.38	1.38	9.85	6.77
	0	1.33	1	9.67	1.5
Portinho Norte	0	1.54	0.462	9.54	4.15
	0.4	1.4	4.6	6.4	5
Portinho Sul	0.667	2.54	7.56	16.9	10.5
	1.33	5.8	5.67	15.1	10.8
Rancho Norte	1.11	0.222	4	8.44	6.56
	1.25	0.75	0.75	1.5	1
Saco da Mulata Norte	0.727	6	6.18	4	5.45
	2.22	4.89	4.67	5.56	4.22
Saco da Mulata Sul	1.56	5.33	5.78	5.33	2.22
Saco d'água	1.14	2.79	4	8.14	5.64
Saco do Batismo	2.75	3.5	9.75	14.8	10.8
	7.38	7.91	11.2	11.3	12.1
Saco do Capim	0.25	3.25	1.75	7.5	4.25
	0.727	0.364	2.55	6.55	4.18
Saco do Vidal	0.88	1.04	2.64	7.68	6.72
Saquinho d'água	0.5	2	3.75	8.25	6.5
Sepultura	0	0	2.55	2.55	2.36
Tamboretes Norte	0	0	0.25	10	3.12
Tamboretes Sul	8.5	1.25	7.5	8.5	7.5
Tipitinga	0.571	0.286	2.29	9.71	8
	0.4	0.4	1.6	9.8	5.2

GC: Grutas e Cavernas; L: Lajes; MP: Matacões e Paredões; RPM: Rochas Pequenas e Médias; TF: Tocas e Fendas.

Tabela A3 – Parâmetros utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat relacionado ao Cenário 2, com segmento como unidade amostral.

(continua)

Seg.	Localidade	Faixa bat.	Detec.	Visib. média (m)	Trans. amostrados	Nº de Mergulhador	Min. por Mergulhador (categ.)
1	Baía das	Raso	1	3-6	50	2	95-100
2	Tartarugas	Fundo	0	3-6	40	2	75-80
3	Saco do	Raso	0	3-6	41	2	82
4	Batismo	Fundo	0	3-6	41	2	82
5	Pedra do	Fundo	2	6-9	32	2	64
6	Elefante	Raso	1	6-9	24	2	48
8	Costa do	Raso	0	3-6	55	2	105-110
9	Elefante	Fundo	0	3-6	45	2	85-90
10	Rancho Norte	Fundo	0	3-6	45	2	85-90
11	Deserta Norte	Raso	0	12-15	60	3	175-80
12		Fundo	0	12-15	38	3	110-115
13	Deserta Sul	Raso	1	12-15	41	2	80-85
14		Fundo	0	6-9	28	3	80-85
15	Portinho Norte	Raso	0	0-3	67	2	130-135
16		Fundo	0	9-12	28	3	80-85
18	Portinho Sul	Fundo	0	3-6	27	2	50-55
19	Saco do Vidal	Fundo	2	3-6	33	3	95-100
20		Fundo	4	3-6	43	2	85-90
22		Fundo	0	3-6	27	2	50-55
23	Tamboretes	Raso	0	6-9	48	2	95-100
24	Norte	Raso	0	6-9	36	2	70-75
26	Tamboretes Sul	Raso	0	0-3	50	2	95-100
27		Raso	0	9-12	20	2	35-40
28	Tipitinga	Fundo	0	3-6	50	2	95-100
29		Raso	0	3-6	38	2	75-80
30	Ilha dos Lobos	Fundo	0	6-9	35	2	65-70
31		Fundo	0	6-9	45	2	85-90
33	Mata fome	Fundo	0	3-6	60	2	115-120
34	Baía do Farol	Fundo	0	6-9	38	3	110-115
35		Fundo	5	6-9	54	3	160-165
36		Fundo	2	6-9	38	3	110-115
37		Raso	0	9-12	38	3	110-115
38		Fundo	0	9-12	18	3	50-55
39	Sepultura	Raso	0	0-3	60	3	175-180
40	Estaleiro 1	Raso	0	3-6	60	2	115-120
41	Estaleiro 2	Raso	0	3-6	57	2	110-115
42		Fundo	0	3-6	55	2	105-110
45	Enseada do Lili	Fundo	1	12-15	62	2	120-125
47	Aranhas Oeste	Fundo	0	3-6	54	3	160-165
48		Raso	0	3-6	60	2	115-120
49	Aranhas Leste	Fundo	0	0-3	37	2	70-75
50	Saco do Capim	Fundo	0	9-12	30	2	55-60
51		Fundo	0	9-12	10	2	15-20
52		Raso	1	9-12	67	2	130-135
53		Fundo	0	9-12	20	2	35-40
54	Saco do	Raso	0	9-12	50	2	95-100
55	Batismo	Fundo	0	9-12	45	2	85-90

Tabela A3 – Parâmetros utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat relacionado ao Cenário 2, com segmento como unidade amostral.

(conclusão)

Seg.	Localidade	Faixa bat.	Detec.	Visib. média (m)	Trans. amostrados	Nº de Mergulhador	Min. por Mergulhador (categ.)
56	Ilha do Macuco	Raso	0	0-3	62	2	120-125
57	Portinho Sul	Raso	0	3-6	40	2	75-80
58		Fundo	0	3-6	40	3	115-120
59	Saco da Mulata	Raso	0	3-6	61	2	120-125
60	Norte	Fundo	0	3-6	34	2	65-70
61	Saco da Mulata Sul	Fundo	0	3-6	40	4	155-160
62	Saco do	Fundo	2	3-6	35	2	65-70
63	Engenho	Raso	11	3-6	52	2	100-105
64	Ilha do Xavier	Raso	0	9-12	60	2	115-120
66		Raso	0	9-12	58	3	170-175
67	Rancho Norte	Entremaré	4	12-15	60	2	115-120
68	Ponta do	Raso	0	12-15	65	2	125-130
69	Letreiro	Fundo	0	12-15	65	2	125-130
70	Saco d'água	Fundo	0	6-9	80	3	235-240
71		Fundo	0	6-9	80	2	155-160
72	Costão do Saco	Fundo	3	6-9	68	2	135-140
73	d'água	Fundo	1	6-9	79	2	155-160
75	Saquinho d'água	Fundo	1	6-9	79	2	155-160
76	Ilha do Coral	Raso	0	3-6	35	2	65-70
77		Fundo	0	3-6	55	3	160-165
78	Irmã do Meio	Fundo	0	3-6	45	3	130-135
79	Moleques do Sul	Fundo	0	6-9	42	2	80-85
80	Irmã de Fora	Fundo	0	3-6	30	2	55-60
81		Fundo	0	3-6	40	3	115-120
82	Campeche Norte	Fundo	0	9-12	60	2	115-120

Tabela A4 – Média do Índice de Abrangência Relativa das classes geomorfológicas utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat na costa de Santa Catarina relacionado ao Cenário 2.

(continua)

Segmento	IAR-GEO				
	GC	L	MP	RPM	TF
1	1.33	1.56	8	8.89	5.56
2	1.5	0	5.5	6.5	5.25
3	2.5	1	6.25	6.5	5.5
4	3.6	4.8	4.8	6.4	6.8
5	6.5	1.5	9.5	7	10
6	6	8	10	4	10
8	2.17	0.333	2.5	5	4.17
9	0	1.78	0	9	5.11
10	1.25	0.75	0.75	1.5	1
11	0.667	1.67	5.5	10	6.83
12	1.71	1.14	2.29	8	6.29
13	0	0.5	0.5	10	6
14	0.667	2	6	9	6.67
15	0	1.54	0.462	9.54	4.15
16	0.4	1.4	4.6	6.4	5
18	0	2.8	2	8.4	4.8
19	0	0	0.4	8.4	6
20	1.75	0	4	6.75	6.75
22	1.6	1.2	2.4	7.6	4.8
23	0	0	0	10	1.8
24	0	0	0.667	10	5.33
26	0.333	1.33	3.67	8.33	5.33
27	8.5	1.25	7.5	8.5	7.5
28	0.4	0.4	1.6	9.8	5.2
29	0.571	0.286	2.29	9.71	8
30	0.286	6.86	4.57	5.43	7.14
31	2.57	5.14	3.14	4.29	4.29
33	0.154	1.23	2.15	9.08	6.92
34	1.71	0	3.71	9.43	5.14
35	0	0.5	4.5	0.5	3.75
36	0	1.5	2.5	8.88	1.5
37	1.25	0.25	2.5	9	10
38	0	0	2	10	0
39	0	0	2.55	2.55	2.36
40	0.667	1.5	1.5	9.5	6.17
41	0	0	3.33	8	8
42	0	0.182	3.82	8.73	6.36
45	5.45	3.45	7.27	3.82	6
47	0	3.4	0.8	8.2	2.6
48	0.933	5.07	2.13	8.13	1.73
49	0	0	0	9.5	5.5
50	1.6	0	4.4	7.6	7.2
51	0	0	0	0	0
52	0.25	3.25	1.75	7.5	4.25
53	0	1	1.5	8.5	2.5
54	0.25	2.5	3.5	8.25	5.25
55	3.78	3.11	6.44	4.89	5.33
56	0	1.67	3.83	8.33	5.17
57	0.667	1.11	5.56	7.78	3.33
58	1.33	3	3.67	6.67	6
59	0.727	6	6.18	4	5.45
60	2.22	4.89	4.67	5.56	4.22

Tabela A4 – Média do Índice de Abrangência Relativa das classes geomorfológicas utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat na costa de Santa Catarina relacionado ao Cenário 2.

(conclusão)

Segmento	IAR-GEO				
	GC	L	MP	RPM	TF
61	1.56	5.33	5.78	5.33	2.22
62	4.67	0	6.44	6.44	8.44
63	1.11	4.44	4.22	6.89	5.33
64	0	3	0	9.33	4
66	0	2.36	0.727	9.45	2.18
67	1.11	0.222	4	8.44	6.56
68	0.154	1.38	1.38	9.85	6.77
69	0	1.33	1	9.67	1.5
70	2.13	3.47	3.33	8.4	6
71	0	2	4.77	7.85	5.23
72	0.8	2.2	3	9.4	5.8
73	0	2.89	3.78	8.67	4
75	0	1.5	4	8	4
76	0	2.29	1.14	10	5.71
77	0	1.78	1.11	9.11	1.56
78	0	1.33	1.33	7.78	7.33
79	0.222	0	2.22	9.78	9.78
80	0	0	1	10	6
81	1	2.5	5.5	6	7.5
82	0.923	3.23	3.38	6.62	4.31

GC: Grutas e Cavernas; L: Lajes; MP: Matações e Paredões; RPM: Rochas Pequenas e Médias; TF: Tocas e Fendas.

Tabela A5 – Parâmetros utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat relacionado à intensidade da invasão de coral-sol na costa de Santa Catarina, com localidade como unidade amostral.

(continua)

Localidade	Total DAFOR	Visibilidade média (m) (categ.)	Transectos amostrados	Nº de Mergulhadores
Aranhas Leste	0	0-3	89	5
Aranhas Oeste	0	3-6	114	5
Baía das Tartarugas	8	3-6	145	6
Baía do Farol	54	9-12	304	20
Campeche Norte	0	9-12	120	8
Costa do Elefante	0	3-6	100	4
Costão do Saco d'água	40	6-9	251	8
Deserta Norte	2	12-15	158	10
Deserta Sul	26	9-12	116	8
Saco do Engenho	388	3-6	211	8
Enseada do Lili	20	12-15	173	6

Tabela A5 – Parâmetros utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat relacionado à intensidade da invasão de coral-sol na costa de Santa Catarina, com localidade como unidade amostral.

(conclusão)

Localidade	Total DAFOR	Visibilidade média (m) (categ.)	Transectos amostrados	Nº de Mergulhadores
Estaleiro 1	0	3-6	168	6
Estaleiro 2	0	3-6	218	8
Ilha do Coral	0	3-6	90	5
Ilha do Macuco	0	0-3	127	4
Ilha dos Lobos	0	6-9	100	5
Ilha do Xavier	0	9-12	303	17
Ilha Porto Belo	0	0-3	172	6
Irmã de Fora	0	3-6	70	5
Irmã do Meio	0	3-6	98	5
Mata fome	0	6-9	168	9
Moleques do Sul	0	6-9	42	2
Pedra do Elefante	46	6-9	86	7
Ponta do Letreiro	2	12-15	273	11
Portinho Norte	0	6-9	124	7
Portinho Sul	0	3-6	132	10
Rancho Norte	84	9-12	198	12
Saco da Mulata Norte	0	3-6	95	4
Saco da Mulata Sul	0	3-6	40	4
Saco d'água	0	6-9	333	15
Saco do Batismo	10	6-9	239	11
Saco do Capim	2	9-12	201	11
Saco do Vidal	70	3-6	223	14
Saquinho d'água	4	6-9	182	6
Sepultura	0	0-3	60	3
Tamboretas Norte	0	6-9	99	5
Tamboretas Sul	0	6-9	90	4
Tipitinga	0	3-6	88	4

Tabela A6 – Média do Índice de Abrangência Relativa das classes geomorfológicas utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat na costa de Santa Catarina, com localidade como unidade amostral no modelo de intensidade de invasão.

(continua)

Localidade	IAR-GEO Médio				
	GC	L	MP	RPM	TF
Aranhas Leste	0	0	0	9.5	5.5
Aranhas Oeste	0.93	8.5	2.9	16.3	4.3
Baía das Tartarugas	2.8	1.6	13.5	15.4	10.8
Campeche Norte	0.9	3.2	3.4	6.6	4.3
Costa do Elefante	2.39	2.11	6.1	23.1	15.1
Costão do Saco d'água	0.8	5.1	6.8	18.1	9.8
Deserta Norte	2.4	2.8	7.8	18	13.1
Deserta Sul	0.7	2.5	6.5	19	12.7
Engenho	5.8	4.4	10.7	13.3	13.8
Enseada do Lili	6.65	5.85	15.3	10.6	12
Estaleiro 1	0.7	1.5	1.5	9.5	6.2
Estaleiro 2	0	0.2	7.1	16.7	14.4
Farol	3	2.2	15.2	37.8	20.4
Ilha do Coral	0	4.1	2.2	19.1	7.27
Ilha do Macuco	0	1.67	3.83	8.33	5.17
Ilha dos Lobos	2.7	12	7.7	9.7	11.4
Ilha Porto Belo	0.7	0.5	3.6	15.3	15
Irmã de Fora	1	2.5	6.5	16	13.5
Irmã do Meio	0	1.3	1.3	7.8	7.3
Letreiro	0.1	2.7	2.4	19.5	8.3
Mata fome	0.1	3.5	3.6	18.1	9.2
Moleques do Sul	0.2	0	2.2	9.8	9.8
Pedra do Elefante	12.5	9.5	19.5	11	20
Portinho Norte	0.4	2.9	5.1	15.9	9.1
Portinho Sul	2	8.3	13.2	32	21.3
Rancho Norte	2.4	0.1	4.7	9.9	7.6
Saco da Mulata Norte	2.9	10.9	10.8	9.6	9.7
Saco da Mulata Sul	1.6	5.3	5.8	5.3	2.2
Saco d'água	2.1	5.5	8.1	16.2	11.2
Saco do Batismo	10.1	11.4	21	26	22.9
Saco do Capim	1.8	4.2	7.6	23.6	14
Saquinho d'água	1	4	7.5	16.5	13
Sepultura	0	0	2.5	2.5	2.4

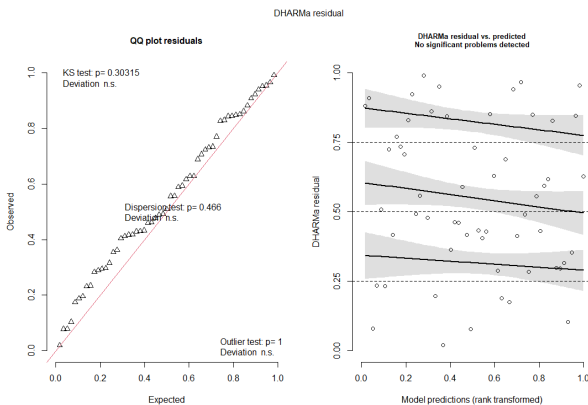
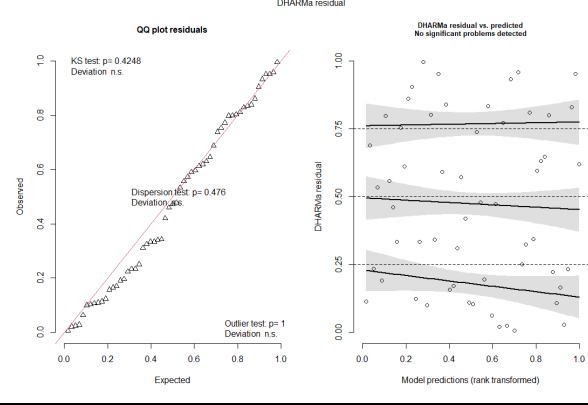
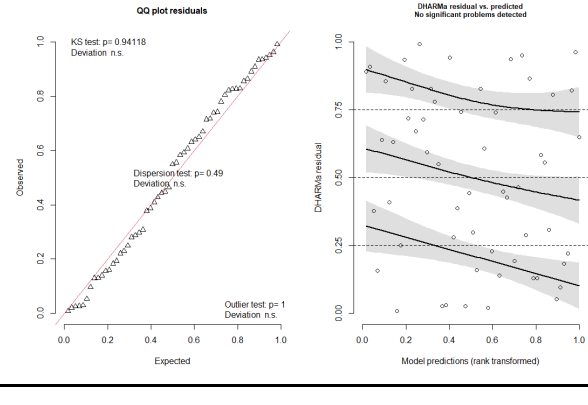
Tabela A6 – Média do Índice de Abrangência Relativa das classes geomorfológicas utilizados para a modelagem de adequabilidade de habitat na costa de Santa Catarina, com localidade como unidade amostral no modelo de intensidade de invasão.

(conclusão)

Localidade	IAR-GEO Médio				
	GC	L	MP	RPM	TF
Tamboretes Norte	0	0	0.7	20	7.1
Tamboretes Sul	8.8	2.6	11.2	16.8	12.8
Tipitinga	1	0.7	3.9	19.5	13.2
Saco do Vidal	3.3	4.1	9.7	31	26.1
Ilha do Xavier	3.7	5.6	1	28.8	12.5

APÊNDICE B

FIGURAS DOS MODELOS SELECIONADOS (PACOTE 'DHARMa') E TABELA COM AICc (PACOTE 'bbmle')

Relação entre detecção de <i>Tubastraea coccinea</i> e classes geomorfológicas																							
Cenário 1: localidade como unidade amostral																							
- Seleção da família de distribuição																							
<table> <thead> <tr> <th></th><th>AICc</th><th>dAICc</th></tr> </thead> <tbody> <tr> <td>model.nb1</td><td>167.5</td><td>0.0</td></tr> <tr> <td>model.gp</td><td>168.3</td><td>0.8</td></tr> <tr> <td>model.nb2</td><td>172.1</td><td>4.6</td></tr> <tr> <td>model</td><td>186.6</td><td>19.1</td></tr> </tbody> </table> $t_detections \sim mp + gc + lg + rpm + tf + (1 faixa_bat) + (1 min.div1)$, family = nbinom1		AICc	dAICc	model.nb1	167.5	0.0	model.gp	168.3	0.8	model.nb2	172.1	4.6	model	186.6	19.1								
	AICc	dAICc																					
model.nb1	167.5	0.0																					
model.gp	168.3	0.8																					
model.nb2	172.1	4.6																					
model	186.6	19.1																					
- Seleção do efeito aleatório																							
<table> <thead> <tr> <th></th><th>AICc</th><th>dAICc</th></tr> </thead> <tbody> <tr> <td>nb2</td><td>164.7</td><td>0.0</td></tr> <tr> <td>model.nb1</td><td>167.5</td><td>2.8</td></tr> <tr> <td>nb1</td><td>167.9</td><td>3.2</td></tr> </tbody> </table> $t_detections \sim mp + gc + lg + rpm + tf + (1 min.div1)$, family = nbinom1		AICc	dAICc	nb2	164.7	0.0	model.nb1	167.5	2.8	nb1	167.9	3.2											
	AICc	dAICc																					
nb2	164.7	0.0																					
model.nb1	167.5	2.8																					
nb1	167.9	3.2																					
- Seleção do efeito fixo																							
<table> <thead> <tr> <th></th><th>AICc</th><th>dAICc</th></tr> </thead> <tbody> <tr> <td>nb2.a</td><td>162.1</td><td>0.0</td></tr> <tr> <td>nb2.e</td><td>162.3</td><td>0.3</td></tr> <tr> <td>nb2.b</td><td>162.6</td><td>0.6</td></tr> <tr> <td>nb2</td><td>164.7</td><td>2.7</td></tr> <tr> <td>nb2.d</td><td>164.8</td><td>2.8</td></tr> <tr> <td>nb2.c</td><td>165.6</td><td>3.5</td></tr> </tbody> </table> $t_detections \sim gc + lg + rpm + tf + (1 min.div1)$, family = nbinom1		AICc	dAICc	nb2.a	162.1	0.0	nb2.e	162.3	0.3	nb2.b	162.6	0.6	nb2	164.7	2.7	nb2.d	164.8	2.8	nb2.c	165.6	3.5		
	AICc	dAICc																					
nb2.a	162.1	0.0																					
nb2.e	162.3	0.3																					
nb2.b	162.6	0.6																					
nb2	164.7	2.7																					
nb2.d	164.8	2.8																					
nb2.c	165.6	3.5																					

AICc dAICc nb2.a4 159.9 0.0 nb2.a1 161.0 1.2 nb2.a 162.1 2.2 nb2.a3 162.3 2.4 nb2.a2 163.3 3.5 t_detections ~ lg + rpm + tf + (1 min.div1), family = nbinom1	DHARMA residual QQ plot residuals KS test: p= 0.93197 Deviation n.s. Observed Expected Dispersion test: p= 0.628 Deviation n.s. Outlier test: p= 1 Deviation n.s. DHARMA residual vs. predicted No significant problems detected DHARMA residual Model predictions (rank transformed)
AICc dAICc nb2.a1 161.0 0.0 nb2.a1.3 161.2 0.2 nb2.a1.1 162.6 1.6 nb2.a1.2 164.9 3.9 t_detections ~ lg + rpm + tf + (1 min.div1), family = nbinom1	DHARMA residual QQ plot residuals KS test: p= 0.93197 Deviation n.s. Observed Expected Dispersion test: p= 0.628 Deviation n.s. Outlier test: p= 1 Deviation n.s. DHARMA residual vs. predicted No significant problems detected DHARMA residual Model predictions (rank transformed)
- Análise da variável inflacionada por zero	
AICc dAICc nb2.a1.zi 153.0 0.0 nb2.a1 161.0 8.1 t_detections ~ lg + rpm + tf + (1 min.div1), ziformula = ~t_trans_vis, family = nbinom1	DHARMA residual QQ plot residuals KS test: p= 0.71063 Deviation n.s. Observed Expected Dispersion test: p= 0.754 Deviation n.s. Outlier test: p= 1 Deviation n.s. DHARMA residual vs. predicted No significant problems detected DHARMA residual Model predictions (rank transformed)
- Modelo final	

Family: nbinom1 (log)
 Formula: t_detections ~ lg + rpm + tf + (1 | min.div1)
 Zero inflation: ~t_trans_vis
 Data: geomonit2

AIC	BIC	logLik	deviance	df.resid
150.0	166.3	-67.0	134.0	49

Random effects:

Conditional model:
 Groups Name Variance Std.Dev.
 min.div1 (Intercept) 1.062 1.031
 Number of obs: 57, groups: min.div1, 26

Dispersion parameter for nbinom1 family (:): 0.000194

Conditional model:

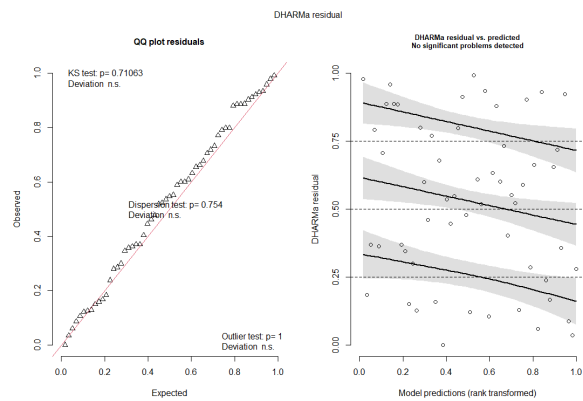
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	4.70574	1.08654	4.331	1.48e-05 ***
lg	-0.38017	0.14808	-2.567	0.0102 *
rpm	-0.45054	0.10009	-4.501	6.76e-06 ***
tf	0.05839	0.09373	0.623	0.5333

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Zero-inflation model:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	3.66302	1.24459	2.943	0.00325 **
t_trans_vis	-0.04412	0.01648	-2.677	0.00743 **

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

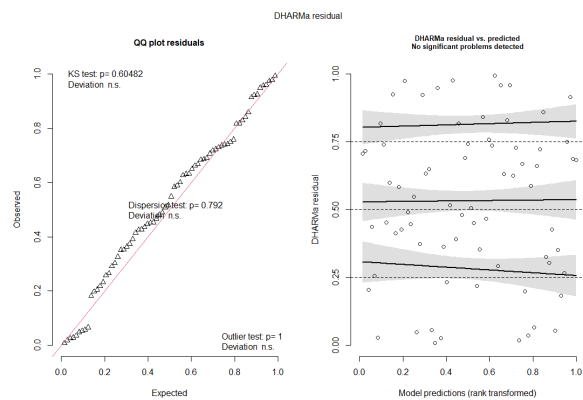


- Cenário 2: segmento como unidade amostral

- Seleção da família de distribuição

modelo	AICc	dAICc
modelo	144.2	0.0
modelo.gp	146.2	2.0
modelo.nb1	146.3	2.1
modelo.nb2	146.7	2.5

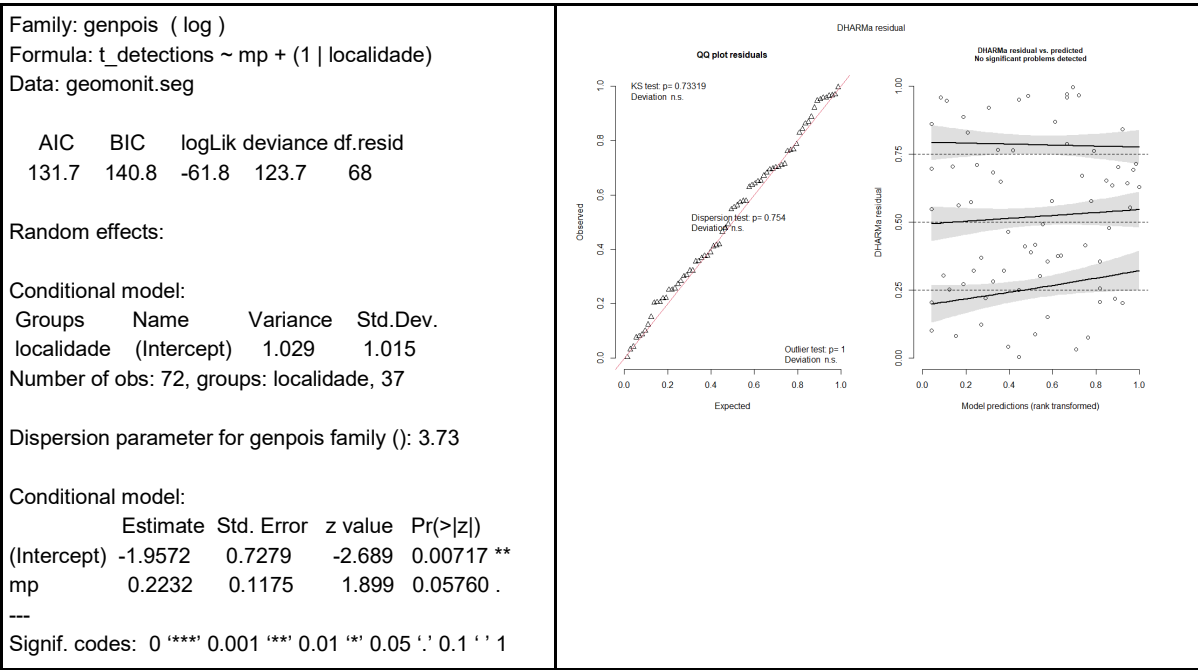
t_detections ~ mp + gc + lg + rpm + tf +
 (1|t_visib2) + (1|min.div2)+ (1|localidade),
family = genpois



- Seleção do efeito aleatório

<table><tr><th></th><th>AICc</th><th>dAICc</th></tr><tr><td>modelo3</td><td>143.5</td><td>0.0</td></tr><tr><td>modelo2</td><td>143.5</td><td>2.0</td></tr><tr><td>modelo1</td><td>144.9</td><td>1.4</td></tr><tr><td>modelo.gp</td><td>146.2</td><td>2.7</td></tr></table> t_detections ~ mp + gc + lg + rpm + tf + (1 t_visib2) + (1 localidade), family = genpois		AICc	dAICc	modelo3	143.5	0.0	modelo2	143.5	2.0	modelo1	144.9	1.4	modelo.gp	146.2	2.7	QQ plot residuals KS test: p= 0.9704 Deviation n.s. Observed Expected Outlier test: p= 1 Deviation n.s. Dispersion test: p= 0.81 Deviation n.s. DHARMA residual DHARMA residual vs. predicted No significant problems detected DHARMA residual Model predictions (rank transformed)						
	AICc	dAICc																				
modelo3	143.5	0.0																				
modelo2	143.5	2.0																				
modelo1	144.9	1.4																				
modelo.gp	146.2	2.7																				
<table><tr><th></th><th>AICc</th><th>dAICc</th></tr><tr><td>modelo2b</td><td>140.9</td><td>0.0</td></tr><tr><td>modelo2a</td><td>142.2</td><td>1.4</td></tr><tr><td>modelo2</td><td>143.5</td><td>2.6</td></tr></table> t_detections ~ mp + gc + lg + rpm + tf + (1 localidade), family = genpois		AICc	dAICc	modelo2b	140.9	0.0	modelo2a	142.2	1.4	modelo2	143.5	2.6	QQ plot residuals KS test: p= 0.8318 Deviation n.s. Observed Expected Outlier test: p= 1 Deviation n.s. Dispersion test: p= 0.76 Deviation n.s. DHARMA residual DHARMA residual vs. predicted No significant problems detected DHARMA residual Model predictions (rank transformed)									
	AICc	dAICc																				
modelo2b	140.9	0.0																				
modelo2a	142.2	1.4																				
modelo2	143.5	2.6																				
- Seleção do efeito fixo																						
<table><tr><th></th><th>AICc</th><th>dAICc</th></tr><tr><td>modelo2b.c</td><td>138.5</td><td>0.0</td></tr><tr><td>modelo2b.e</td><td>138.5</td><td>0.0</td></tr><tr><td>modelo2b.d</td><td>138.9</td><td>0.4</td></tr><tr><td>modelo2b.b</td><td>139.0</td><td>0.6</td></tr><tr><td>modelo2b</td><td>140.9</td><td>2.4</td></tr><tr><td>modelo2b.a</td><td>141.1</td><td>2.6</td></tr></table> t_detections ~ mp + gc + rpm + tf + (1 localidade), family = genpois		AICc	dAICc	modelo2b.c	138.5	0.0	modelo2b.e	138.5	0.0	modelo2b.d	138.9	0.4	modelo2b.b	139.0	0.6	modelo2b	140.9	2.4	modelo2b.a	141.1	2.6	QQ plot residuals KS test: p= 0.94285 Deviation n.s. Observed Expected Outlier test: p= 1 Deviation n.s. Dispersion test: p= 0.792 Deviation n.s. DHARMA residual DHARMA residual vs. predicted No significant problems detected DHARMA residual Model predictions (rank transformed)
	AICc	dAICc																				
modelo2b.c	138.5	0.0																				
modelo2b.e	138.5	0.0																				
modelo2b.d	138.9	0.4																				
modelo2b.b	139.0	0.6																				
modelo2b	140.9	2.4																				
modelo2b.a	141.1	2.6																				
<table><tr><th></th><th>AICc</th><th>dAICc</th></tr><tr><td>modelo2b.c4</td><td>136.1</td><td>0.0</td></tr><tr><td>modelo2b.c3</td><td>136.5</td><td>0.3</td></tr><tr><td>modelo2b.c2</td><td>136.8</td><td>0.6</td></tr><tr><td>modelo2b.c</td><td>138.5</td><td>2.3</td></tr><tr><td>modelo2b.c1</td><td>138.6</td><td>2.5</td></tr></table> t_detections ~ mp + gc + rpm + (1 localidade), family = genpois		AICc	dAICc	modelo2b.c4	136.1	0.0	modelo2b.c3	136.5	0.3	modelo2b.c2	136.8	0.6	modelo2b.c	138.5	2.3	modelo2b.c1	138.6	2.5	QQ plot residuals KS test: p= 0.87948 Deviation n.s. Observed Expected Outlier test: p= 1 Deviation n.s. Dispersion test: p= 0.798 Deviation n.s. DHARMA residual DHARMA residual vs. predicted No significant problems detected DHARMA residual Model predictions (rank transformed)			
	AICc	dAICc																				
modelo2b.c4	136.1	0.0																				
modelo2b.c3	136.5	0.3																				
modelo2b.c2	136.8	0.6																				
modelo2b.c	138.5	2.3																				
modelo2b.c1	138.6	2.5																				

AICc dAICc modelo2b.c4c 134.1 0.0 modelo2b.c4b 134.4 0.3 modelo2b.c4 136.1 2.0 modelo2b.c4a 137.0 2.9 $t_detections \sim mp + gc + (1 localidade)$, family = genpois	QQ plot residuals KS test: $p = 0.97551$ Deviation n.s. Dispersion test: $p = 0.818$ Deviation n.s. Outlier test: $p = 1$ Deviation n.s. DHARMA residual vs. predicted No significant problems detected
AICc dAICc modelo2b.c4d 132.3 0.0 modelo2b.c4c 134.1 1.8 modelo2b.c4e 135.0 2.7 $t_detections \sim mp + (1 localidade)$, family = genpois	QQ plot residuals KS test: $p = 0.73319$ Deviation n.s. Dispersion test: $p = 0.754$ Deviation n.s. Outlier test: $p = 1$ Deviation n.s. DHARMA residual vs. predicted No significant problems detected
- Análise da variável inflacionada por zero	
AICc dAICc modelo2b.c4d 132.3 0.0 modelo.zi 134.5 2.2 modelo.zi1 135.5 3.2 modelo.zi2 135.5 3.2 $t_detections \sim mp + (1 localidade)$, family = genpois	QQ plot residuals KS test: $p = 0.73319$ Deviation n.s. Dispersion test: $p = 0.754$ Deviation n.s. Outlier test: $p = 1$ Deviation n.s. DHARMA residual vs. predicted No significant problems detected
- Modelo final	



APÊNDICE C
REPOSITÓRIO DE CÓDIGOS UTILIZADOS PARA A MODELAGEM DE
ADEQUABILIDADE DE HABITAT

Disponível em: https://github.com/victoriaraucci/mah_glmm.git

Caso necessário, solicite o banco de dados em vickraucci@gmail.com.