



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRÁFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRÁFIA**

SUELEN CAROLINE DA SILVA

**O USO DE UMA FERRAMENTA DE SUPORTE À DECISÃO EM APOIO AO
PLANEJAMENTO ESPACIAL MARINHO: um estudo de caso sobre as
atividades de mergulho em Fernando de Noronha**

**Recife
2022**

SUELEN CAROLINE DA SILVA

**O USO DE UMA FERRAMENTA DE SUPORTE À DECISÃO EM APOIO AO
PLANEJAMENTO ESPACIAL MARINHO: um estudo de caso sobre as
atividades de mergulho em Fernando de Noronha**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Oceanografia. Área de concentração: Oceanografia Abiótica.

Orientador: Prof. Dr. Alex Costa da Silva.

Coorientadora: Profa. Dra. Sophie Lanco Bertrand.

Recife

2022

Catálogo na fonte
Bibliotecário Gabriel Luz CRB-4 / 2222

S586u Silva, Suelen Caroline da.
O uso de uma ferramenta de suporte à decisão em apoio ao planejamento espacial marinho: um estudo de caso sobre as atividades de mergulho em Fernando de Noronha / Suelen Caroline da Silva. 2022. 105 f: figs., tabs., abrev. e siglas.

Orientador: Prof. Dr. Alex Costa da Silva.
Coorientadora: Profa. Dra. Sophie Lanco Bertrand.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco.
CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Recife, 2022.
Inclui referências.

1. Oceanografia. 2. Planejamento espacial marinho. 3. Áreas marinhas protegidas. 4. Ferramentas de suporte à decisão. 5. Alocação de sítios de mergulho. 6. Fernando de Noronha. I. Silva, Alex Costa da (Orientador). II. Bertrand, Sophie Lanco (Coorientadora). III. Título.

UFPE

551.46 CDD (22. ed.)

BCTG / 2022 - 427

SUELEN CAROLINE DA SILVA

**O USO DE UMA FERRAMENTA DE SUPORTE À DECISÃO EM APOIO AO
PLANEJAMENTO ESPACIAL MARINHO: um estudo de caso sobre as
atividades de mergulho em Fernando de Noronha**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Oceanografia. Área de concentração: Oceanografia Abiótica.

Aprovada em: 25 / 02 / 2022.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Alex Costa da Silva
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Beatrice Padovani Ferreira
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Solange Teles da Silva
Universidade Presbiteriana Mackenzie

A minha tão amada avó, Maria Gomes da Silva, *In Memoriam*.

AGRADECIMENTOS

Os primeiros e eternos agradecimentos eu devo a minha família, que junto comigo passou por todo processo vivido ao longo do mestrado.

Agradeço também ao meu “pelotinho”, minhas cangas tão amadas, a quem eu quero tão bem, que riram e choraram comigo, presencialmente e por videochamada, Ana Cláudia, Rafaela e Tainan.

Ao meu orientador, Alex Costa Silva, que mesmo ainda sem me conhecer esteve sempre tão disposto a me ajudar e me reorientar para esse lindo trabalho.

À minha querida e admirada orientadora, Sophie Bertrand, sempre tão assertiva e disposta a me reconduzir aos objetos da minha pesquisa durante as minhas dispersões e viagens.

To the always responsive and so competent Adrien Brunel. Thank you very much for your patience and clarity in the process of learning these two new languages, R and English.

Aos meus tão queridos colegas de laboratório (e vizinhanças) Belle, Nathanael, Júlia, Lucas Medeiros e Francis Lopes, Crisielen Alves. Mesmo tendo convivido tão pouco, pelas mazelas da pandemia de COVID-19, sempre me proporcionaram boas conversas, gargalhadas, desabafos e distrações precisas.

Aos queridíssimos amigos “Tapioqueiros” (LMI TAPIOCA) Júlia Galetti, Tônia e Yarinha, Latifa, Cris e Samuelzinho menino dinossauro e Raqueline. O tempo em Recife foi muito mais rico e divertido com vocês.

Agradeço imensamente a vida, aos bons espíritos e aos meus antepassados, que me guiaram por tantos caminhos até essa terra abençoada, o Nordeste do Brasil. Hoje eu entendo que meus passos vêm de longe. Que eu possa ser sal da terra e luz do mundo por onde for.

... vaidade de vaidades! Tudo é vaidade. Que proveito tem o homem, de todo o seu trabalho, que faz debaixo do sol? Uma geração vai, e outra geração vem; mas a terra para sempre permanece. Nasce o sol, e o sol se põe, e apressa-se e volta ao seu lugar de onde nasceu. O vento vai para o sul, e faz o seu giro para o norte; continuamente vai girando o vento, e volta fazendo os seus circuitos. Todos os rios vão para o mar e, contudo, o mar não se enche; ao lugar para onde os rios vão, para ali tornam eles a correr. Todas as coisas são trabalhosas; o homem não o pode exprimir; os olhos não se fartam de ver, nem os ouvidos se enchem de ouvir. O que foi, isso é o que há de ser; e o que se fez, isso se fará; de modo que nada há de novo debaixo do sol.

(LIVRO DE ECLESIAÍSTES, 1990)

RESUMO

O Planejamento Espacial Marinho (PEM) é um processo público que busca alcançar usos mais racionais dos ambientes marinhos. Um dos resultados do PEM pode ser a criação de Áreas Marinhas Protegidas (AMP), onde as Ferramentas de Suporte à Decisão (FSD) tornaram-se necessárias para encontrar e estabelecer áreas adequadas maximizando a conservação da biodiversidade e minimizando seus custos socioeconômicos. No entanto, a utilização de FSD no âmbito do PEM no Brasil é ainda um processo em fase inicial. Aqui a recente proposta de instalação de novos pontos de mergulho no arquipélago de Fernando de Noronha (FN) foi utilizada como estudo de caso para explorar os possíveis efeitos da atribuição de novos pontos, sobre uma concepção ótima de desenho da reserva marinha. Para isso, dados de biomassa de peixes (SALVETAT *et al.*, 2020), atividades de pesca (Costa, 2019), mergulho e habitats (*General Bathymetric Chart of the Ocean*, 2014) foram integrados a uma FSD, onde foram realizadas análises de sensibilidade de parâmetros pré-definidos da ferramenta em três diferentes cenários de gestão. Nos dois primeiros, a atividade de mergulho não foi considerada atividade ameaçadora da fauna, enquanto no terceiro cenário, foi. Observou-se índices de biomassa de peixes mais elevados ao longo da quebra da plataforma continental (PC) do mar de fora, a concentração das atividades de pesca na Área de Proteção Ambiental (APA)-FN e a importância do norte do arquipélago para a atividade de mergulho. Nos cenários 1 e 2, novas áreas de mergulho foram identificadas principalmente na PC da costa SE da ilha principal, enquanto no cenário 3, novas áreas foram priorizadas na PC da costa SW da ilha principal. Uma baixa correlação entre pontos de mergulho já explorados e a reserva computada foi notada, sugerindo que esses pontos não necessariamente coincidem com áreas onde foram registradas importantes taxas de biomassa de peixes. As soluções sempre priorizaram áreas de quebra de PC, indicando sua importância para os objetivos de conservação. Observou-se a influência do custo sobre o desenho da reserva, onde a seleção de áreas socioeconomicamente importantes implicaria em maiores perdas à essas atividades. Novas áreas de mergulho também foram identificadas dentro da APA, contrapondo a proposta de instalação de novos pontos apenas na área do Parque Nacional Marinho (Parna-FN). Independentemente do cenário, o aumento do número de locais de mergulho em mais de 100% teria

implicações no planejamento, devido ao reduzido número de locais disponíveis para isso. Os resultados encontrados refletiram satisfatoriamente a qualidade e a quantidade dos dados introduzidos na FSD. Contudo, um planejamento oficial dependerá tanto da disponibilidade de dados úteis, quanto da calibração dos parâmetros da ferramenta, devendo a participação dos *stakeholders* ser transversal ao longo de todo esse processo. Diversos aspectos de gestão merecem ser extensamente avaliados antes da decisão pela instalação de recifes artificiais em FN, incluindo a questão sobre se essas estruturas são a solução mais adequada para se incrementar o turismo náutico no local, ou mesmo se seus potenciais impactos ambientais e benefícios foram adequadamente considerados. A definição de diferentes cenários permitiu ilustrar o interesse e a flexibilidade dos FSD para enquadrar visões divergentes de um problema de conservação, e como podem ser uma boa base para esclarecer questões complexas, dados prioritários, e promover a discussão e a decisão, aspectos essenciais do PEM.

Palavras-chave: planejamento espacial marinho; áreas marinhas protegidas; ferramentas de suporte à decisão; alocação de sítios de mergulho; Fernando de Noronha.

ABSTRACT

Marine Spatial Planning (MSP) is a public process that seeks to achieve more rational uses of marine environments. One of the outcomes of the EMP can be the creation of Marine Protected Areas (MPAs), where Decision Support Tools (DST) have become necessary to find and to establish of these areas maximizing biodiversity conservation and minimizing their socioeconomic costs. However, the use of FSD under the MPS in Brazil is still an early stage process. Here the recent proposal to install new dive sites in the Fernando de Noronha (FN) archipelago was used as a case study to explore the possible effects of assigning new sites, on an optimal design of the marine reserve. For this, data on fish biomass (SALVETAT et al., 2020), fishing activities (Costa, 2019), diving and habitats (General Bathymetric Chart of the Ocean, 2014) were integrated into an DST, where sensitivity analyses of predefined parameters of the tool were performed on three different management scenarios. In the first two, the diving activity was not considered a fauna threatening activity, while in the third scenario, it was. Higher fish biomass indexes were observed along the continental shelf (CS) break of the outer sea, the concentration of fishing activities in the Environmental Protection Area (EPA)-FN and the importance of the north of the archipelago for diving activity. In scenarios 1 and 2, new dive areas were identified mainly in the CS of the SE coast of the main island, while in scenario 3, new areas were prioritized in the CP of the SW coast of the main island. A low correlation between already exploited dive points and the computed reserve was noted, suggesting that these points do not necessarily coincide with areas where important fish biomass rates have been recorded. Solutions always prioritized CP break areas, indicating their importance for conservation objectives. The influence of cost on reserve design was observed, where the selection of socioeconomically important areas would imply greater losses to these activities. New diving areas were also identified within the EPA, opposing the proposal of installing new dive sites only in the area of the Marine National Park-FN. Regardless of the scenario, increasing the number of dive sites by more than 100% would have planning implications due to the reduced number of sites available for this. The results found satisfactorily reflected the quality and quantity of the data entered the DST. However, official planning will depend on both the availability of useful data and the calibration of the tool's parameters, and stakeholder participation should be transversal

throughout this process. Several management aspects deserve to be thoroughly evaluated before deciding to install artificial reefs in FN, including the question of whether these structures are the most adequate solution to increase nautical tourism there, or even if their potential environmental impacts and benefits were adequately considered. The definition of different scenarios allowed us to illustrate the interest and flexibility of DST to frame divergent views of a conservation problem, and how they can be a good basis to clarify complex issues, prioritize data, and promote discussion and decision, essential aspects of the MSP.

Keywords: marine spatial planning; marine protected areas; decision support tools; placing diving activity; Fernando de Noronha.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Localização da área de estudo correspondente a região marinha em torno do Arquipélago de Fernando de Noronha. O limite do PARNAMAR-FN é identificado em vermelho, enquanto a APA-FN abrange o restante da área de estudo.....24
- Figura 2 - Modelo Digital do Terreno do Arquipélago de Fernando de Noronha. 26
- Figura 3 - Ranking dos pontos de mergulhos mais freqüentados no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha. Os pontos acima da linha pontilhada (>2.000 mergulhos/ano) são utilizados em mais de 70% dos mergulhos realizados por ano.30
- Figura 4 - Pontos de mergulho operados pela empresa Noronha Diver.31
- Figura 5 - Pontos de mergulho operados pela empresa Atlantis Diver.31
- Figura 6 - Esquema das etapas de desenvolvimento da metodologia desse trabalho.33
- Figura 8 - Esquematização dos cenários simulados no presente estudo de caso.....45
- Figura 9 - Divisão da área de estudo em unidades de planejamento (756). As UPs destacadas correspondem às áreas totalmente inseridas na ilha de Fernando de Noronha (vermelho) ou ao porto de Santo Antônio (azul).46
- Figura 10 - Representação do índice para biomassa de peixes. O gradiente de cores é indexado aos valores de S_A (cores mais quentes representam índices maiores de biomassa). (A) Pontos representando os dados acústicos brutos. (B) Representação quantitativa dos dados acústicos processados. (C) Representação quantitativa do proxy para a biomassa de peixes gerado pela interpolação dos dados de acústica.48
- Figura 11 - Representação do índice de pesca em Fernando de Noronha. (A) Tratamento pelo HMM para os dados de GPS, onde as linhas pretas classificam o estado de “viagem” e as linhas vermelhas, o estado de “pesca”. (B) Representação quantitativa do índice de

pesca, por UP, onde o gradiente de cores é indexado aos valores de FC.....	49
Figura 12 - Representação da batimetria em Fernando de Noronha. (A) Dados brutos de batimetria coletados da plataforma GEBCO (2014), com as isolinhas em preto representando as isóbatas de 50 m, 200 m, 1000 m, 2000 m, 3000 m e 4000 m. (B) PUs selecionadas pela solução binária correspondentes à plataforma continental. (C) PUs selecionadas pela solução binária que correspondem à quebra da plataforma continental.	51
Figura 13 - Locais de mergulho autônomo atualmente em operação em Fernando de Noronha.	53
Figura 14 - Representação das atividades de mergulho em Fernando de Noronha. (A) Ilustração quantitativa do índice de representatividade do mergulho. O gradiente de cores varia é indexado aos valores do índice, que variam de 1 a 5. (B) Ilustração quantitativa do índice de intensidade da atividade. O gradiente de cores é indexado aos valores do índice, que variam de 1 a 5.....	54
Figura 15 - Cenário teste rodado com o objetivo de demonstrar os efeitos de diferentes parâmetros sobre o algoritmo. A reserva é representada em verde. UP= nº de UP selecionadas; cost=custo total da reserva; obj= valor da função objetivo. Alvos de conservação:abundância em biomassa de peixes e habitats de plataforma e de quebra de plataforma; Custo= Tamanho. (A) meta de conservação=30%, BLM = 0. (B): meta de conservação=30%, BLM = 1. (C) meta de conservação=50%, BLM = 1.	62
Figura 16 - Identificação de áreas ótimas de mergulho (em verde), sem a influência das atividades de pesca. Os mapas ilustram a análise de sensibilidade realizada com as metas de conservação, que avançam progressivamente para objetivos mais ambiciosos (de 10% a 90%). UP= nº de UP selecionadas; cost=custo total da reserva; obj=valor da função objetivo. Alvos de conservação: abundância em biomassa e habitats de plataforma e de quebra de	

plataforma, Custo: Tamanho; BLM = 0; *Locked in*: baía dos golfinhos; *Locked out*: território emerso e região portuária.....65

Figura 17 - Cenário 4.1 Custo=1+Fs, BLM=0, Alvos de Conservação=3, (40%, 40%,40%). - Identificação de áreas ótimas de mergulho (em verde), com a influência das atividades de pesca. Os mapas ilustram a análise de sensibilidade realizada com as metas de conservação, que avançam progressivamente para objetivos mais ambiciosos (de 10% a 90%). UP= nº de UP selecionadas; cost=custo total da reserva; obj=valor da função objetivo. Alvos de conservação: índice de representatividade do mergulho; Custo: Atividade de pesca; BLM = 0; *Locked in*: baía dos golfinhos; *Locked out*: território emerso e região portuária.67

Figura 18 - Identificação de áreas ótimas para a conservação (em verde), onde propõe-se a exclusão do mergulho. Os mapas ilustram a análise de sensibilidade realizada com as metas de conservação, que avançam progressivamente para objetivos mais ambiciosos (de 10% a 90%). UP= nº de UP selecionadas; cost=custo total da reserva; obj=valor da função objetivo. Alvos de conservação: abundância em biomassa e habitats de plataforma e de quebra de plataforma, Custo: índice de intensidade das atividades de mergulho; BLM = 1; *Locked in*: baía dos golfinhos; *Locked out*: território emerso e região portuária.71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Arquivos obrigatórios ao priorizatr.....	35
Tabela 2 - Parâmetros da FSD utilizados nas simulações dos cenários.....	40

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AMP	Área Marinha Protegida
APA	Área de Proteção Ambiental
BLM	<i>Boundary Length Modifier</i>
FAROFA	<i>Fish Acoustics around Fernando de Noronha</i>
FSD	Ferramenta de Suporte à Decisão
PARNAMAR	Parque Nacional Marinho
PEM	Planejamento Espacial Marinho
UP	Unidade de Planejamento

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
1.1	CONTEXTUALIZAÇÃO	18
1.2	OBJETIVO GERAL	23
1.2.1	Objetivos específicos.....	23
2	ÁREA DE ESTUDO.....	24
2.1	CARACTERIZAÇÃO MORFOLÓGICA	24
2.2	CONDIÇÕES METEOCEANOGRÁFICAS.....	26
2.3	UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E BIODIVERSIDADE MARINHA.....	27
2.4	CARACTERIZAÇÃO SOCIOECONÔMICA.....	28
2.4.1	Aspectos das atividades de mergulho autônomo em Fernando de Noronha.....	29
3	METODOLOGIA.....	32
3.1	ETAPA 1: LEVANTAMENTO DE DADOS.....	33
3.2	PROCESSAMENTO DOS DADOS.....	34
3.2.1	Arquivos de entrada.....	34
3.2.2	Arquivo de saída.....	39
3.3	CENÁRIOS SIMULADOS	39
3.3.1	Cenário teste.....	42
3.3.2	Cenário 1: O mergulho não causa distúrbios à fauna.....	42
3.3.3	Cenário 2: O mergulho causa distúrbios à fauna	43
4	RESULTADOS	46
4.1	PROCESSAMENTO DOS DADOS.....	46
4.1.1	Divisão da área de estudos em UPs	46
4.1.2	Acústica marinha.....	47
4.1.3	Atividade pesqueira.....	49
4.1.4	Batimetria	50
4.1.5	Atividade de mergulho	52
4.2	CENÁRIOS SIMULADOS	55
4.2.1	Cenário teste.....	55
4.2.2	Cenário 1: O mergulho não causa distúrbios à fauna.....	63
4.2.3	Cenário 2: O mergulho causa distúrbios à fauna	69
5	DISCUSSÃO	73

5.1	CENÁRIOS SIMULADOS	73
5.1.1	Cenário teste	73
5.1.2	O mergulho não causa distúrbios à fauna	77
5.1.3	O mergulho causa distúrbios à fauna	83
5.2	IDENTIFICAÇÃO DE RESERVAS DE MERGULHO.....	85
5.3	POTENCIAIS E LIMITAÇÕES DA METODOLOGIA	89
6	CONCLUSÕES	94
	REFERÊNCIAS	97

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

As atividades humanas têm elevado cada vez mais a pressão sobre as áreas marinhas em todo mundo, gerando conflitos de usos desses espaços e seus recursos (EHLER, 2013). O Planejamento Espacial Marinho (PEM) é um processo público que permite criar e estabelecer usos mais racionais dos recursos e espaços marinhos considerando os aspectos ecológicos, econômicos e sociais da área planejada (DOUVERE, 2008; EHLER, 2013). Sua implementação pode ajudar a minimizar os conflitos entre os usuários desses espaços, e entre esses e os objetivos de conservação (FLOWER *et al.*, 2020; IOC-UNESCO, 2009).

O conceito do PEM foi inicialmente aplicado à criação de áreas protegidas no Parque Marinho da Grande Barreira de Corais, na Austrália (DOUVERE, 2008). Atualmente, diversos países vêm desenvolvendo o PEM com o objetivo de melhorar o planejamento e a gestão dos usos nos ambientes marinhos, sobretudo em áreas com conflitos já conhecidos (EU, 2014; OLSEN *et al.*, 2014; ZAUCHA & GEE, 2019).

No Brasil, a inclusão do PEM na agenda estratégica de governança dos oceanos é justificada tanto pela extensão e vocação de sua Zona Econômica Exclusiva e zona costeira (GANDRA; BONETTI; SCHERER, 2018; MARRONI, 2014), quanto pelo crescente aumento dos conflitos de usos nesses espaços (HERBST, Dannieli Firme *et al.*, 2020; PRESTRELO; VIANNA, 2016; STORI; SHINODA; TURRA, 2019). Segundo Brasil (2019), 19% do PIB brasileiro, o que equivale a 1,1 trilhão de reais por ano, provém da economia do mar, onde se destacam as atividades de petróleo e gás, construção naval, mineração, defesa, portos e transporte marítimo, pesca e aquicultura e atividades recreativas. Embora seja importante para o desenvolvimento da Economia Azul no país, o Brasil ainda não possui uma política integrada de gestão de sua ZEE (FREITAS; XAVIER; SHINODA, 2015). Com o objetivo de avançar nessa agenda, o Brasil iniciou em 2011 as negociações para a implementação de um projeto piloto de PEM, sob a responsabilidade do Grupo de Trabalho Uso Compartilhado do Ambiente Marinho (GT-UCAM), da Comissão Interministerial para Recursos do Mar (CIRM) da Marinha do Brasil (GERHARDINGER, Leopoldo C. *et al.*, 2018). O país

também assumiu durante a Conferência da ONU para os Oceanos, em 2017 o compromisso voluntário de implantar o PEM até 2030.

Um dos maiores obstáculos ao desenvolvimento do PEM é a disponibilidade de dados interdisciplinares (ecológicos, físicos, econômicos, sociais, legais etc.) espacializados sobre a área planejada. Na ausência desses dados é possível utilizar alguns índices substitutos (ou *proxies*) de informações mais comumente mapeadas, que permitam modular a informação desejada (GANDRA; BONETTI; SCHERER, 2018). Nessa estrutura baseada na análise de dados, muitas vezes limitados, as Ferramentas de Suporte à Decisão (FSD) vem se mostrando cada vez mais essenciais ao planejamento espacial (FLOWER *et al.*, 2020). FSD podem ser caracterizadas como softwares que fornecem apoio à tomada de decisão, e ajudam na resolução de problemas muito complexos para serem resolvidos apenas pela intuição humana ou abordagens convencionais (PINARBAŞI *et al.*, 2017).

Embora não seja um plano de conservação, um dos resultados do PEM pode ser a criação de áreas marinhas protegidas (AMP) como estratégia para se alcançar objetivos ecológicos e socioeconômicos (EHLER, 2013). Conseqüentemente, as FSD baseadas em análises sistemáticas se tornaram necessárias para encontrar, de forma transparentes, áreas ótimas para a alocação de AMP, a fim de maximizar a conservação da biodiversidade e minimizar os custos socioeconômicos (FERNANDES; QUINTELA; ALVES, 2018; PRESSEY, R. L., 1994; VISALLI *et al.*, 2020). Outra funcionalidade dessas ferramentas é a identificação de sistemas de áreas alternativas aos já existentes (ARDRON; POSSINGHAM; KLEIN, C. J., 2010; HANSON JO, SCHUSTER R, MORRELL N, STRIMAS-MACKEY M, WATTS ME, ARCESE P, BENNETT J, 2021).

A ideia na criação de áreas ótimas é de que determinadas unidades dentro de uma área planejada, serão selecionadas por serem mais eficientes em resolver um dado problema (MARGULES; PRESSEY, R. L., 2000). As unidades de planejamento (UP) representam áreas discretas, que podem ser incluídas ou excluídas de um conjunto de áreas e gerenciadas independentemente ou em combinação com outras áreas (VISALLI *et al.*, 2020). Seguindo a terminologia adotada nas análises de seleção sistemática, o conjunto de áreas ótimas recebe a denominação de rede de reservas (KUKKALA; MOILANEN, 2013).

Aqui é importante esclarecer que essas reservas, em um primeiro momento, se diferenciam da concepção de área protegida adotada pela IUCN (2013), bem como da ideia de reserva implícita pelas unidades de conservação no Sistema Nacional de Unidades de Conservação-SNUC¹ brasileiro. As reservas identificadas por FSD consistem em áreas representativas de objetivos de planejamento pré-definidos, mediante algumas restrições, considerando um problema expresso, enquanto as categorias de áreas protegidas (segundo a IUCN) ou unidades de conservação (segundo o SNUC) representam espaços territoriais e seus recursos ambientais instituídos por legislação específica, com o objetivo de conservar elementos ecossistêmicos importantes. As soluções obtidas pelas FSD, ou redes de reserva, é a resposta da compilação e análise de dados interdisciplinares sobre a área planejada, e tem como papel principal auxiliar os decisores na resolução de problemas complexos. A destinação dessa reserva (ou de parte dela) à criação de áreas legalmente protegidas dependerá exclusivamente dos objetivos pré-estabelecidos pelo planejamento.

A seleção sistemática de reservas pode ser abordada por métodos de otimização matemática utilizando algoritmos exatos. Esses algoritmos são capazes de fornecer uma única solução ótima ao problema de solução de reserva, que representa o melhor compromisso entre objetivos conflitantes (por exemplo, conservação e atividades humanas) (GAME *et al.*, 2008). A otimização matemática pode ser expressa através de uma classe conceitual conhecida como Problema de Cobertura Mínima de Conjuntos, onde se estabelece um objetivo de conservação mínimo, e então se busca por uma solução de reserva que permita maximizar os usos (HANSON JO, SCHUSTER R, MORRELL N, STRIMAS-MACKEY M, WATTS ME, ARCESE P, BENNETT J, 2021).

No Brasil, diversos estudos de caso vem abordando as metodologias de seleção sistemática de reservas como uma estratégia para a identificação e a alocação de áreas de prioritárias, considerando diferentes objetivos de conservação (ALMADA; BERNARDINO, 2017; DUARTE DE PAULA COSTA *et al.*, 2018; MAGRIS *et al.*, 2016, 2017, 2020; MAGRIS; HERON; PRESSEY, Robert L., 2015; PATRIZZI; DOBROVOLSKI, 2018; VILAR *et al.*, 2020). Contudo, desde 1997, essa metodologia

¹ Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000.

vem sendo aplicada para a construção da política pública denominada “Áreas e Ações Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade”, instrumento do Ministério do Meio Ambiente brasileiro que tem como objetivo tornar o planejamento e a implementação de ações de conservação, recuperação e uso sustentável dos ecossistemas mais objetivo e participativo, fortalecendo assim o processo de tomada de decisão (MMA, 2018; PRATES, 2012). Apesar da relevância desses trabalhos, e considerando as dimensões e particularidades do território marinho brasileiro, a utilização de ferramentas baseadas na seleção sistemática de reservas no âmbito das discussões do PEM parece ser ainda um processo em fase inicial merecendo mais embasamento técnico e científico para as discussões que possam orientar o desenvolvimento de políticas públicas.

Ainda no âmbito da gestão marinha no país, em março de 2020, o governo federal brasileiro apresentou um Plano Nacional de Recifes Artificiais com o objetivo de fazer 128 naufrágios para impulsionar o turismo de mergulho e a pesca desportiva no país. Os naufrágios seriam não só navios, mas também aeronaves e até tanques de guerra (AGÊNCIA BRASIL, 2019). A decisão causou controvérsia, inclusive entre as autoridades de gestão pública e a comunidade científica, ao incluir destinos como o arquipélago de Fernando de Noronha e o seu PARNAMAR na rota dos "recifes artificiais", onde estariam previstos a instalação de doze equipamentos (ou dezesseis, de acordo com algumas fontes) apenas no arquipélago. Para agravar a situação a Instrução Normativa (IN) nº28², que estabelece os procedimentos para o licenciamento ambiental para instalação de recifes artificiais em águas brasileiras, publicada no apagar das luzes de 2020, flexibilizou normas estabelecidas pela normativa anterior³ abrindo precedente para a presença de poluentes e apresentando inconsistências sobre as regras aplicadas às unidades de conservação, gerando muitas dúvidas sobre os procedimentos administrativos destinados a controlar a escolha da localização desses recifes. Dadas as inconsistências observadas na Instrução Normativa nº28/2020, adotou-se nesse trabalho a definição de recife artificial utilizada na Instrução anterior (IN IBAMA nº 22/2009), sendo “Recife artificial a estrutura construída ou composta de materiais de origem natural ou antropogênica, inerte e não poluente, disposta intencionalmente em meio subaquático em contato

² Instrução Normativa IBAMA nº 28, de 24 de dezembro de 2020.

³ Instrução Normativa IBAMA nº 22, de 10 de julho de 2009.

direto com o substrato, capaz de alterar significativamente, de forma planejada, o relevo dos fundos naturais ou influenciar processos físicos, biológicos, geoquímicos e socioeconômicos, de acordo com interesses nacionais, regionais e locais” (IBAMA, 2009). Assim, considerando a pequena dimensão do arquipélago, o seu importante papel em termos de conservação da biodiversidade e os demais usos que ocorrem na área (principalmente a pesca) é, portanto, importante realizar um estudo prospectivo para identificar locais que minimizem os impactos negativos destas instalações. Embora alguns exemplos mostrem que o mergulho recreativo pode ser uma atividade sustentável (HAWKINS *et al.*, 2005; WALTERS; SAMWAYS, 2001) sua prática irrestrita pode ser um fator de pressão para a biodiversidade marinha, causando distúrbios no bentos (BRAVO *et al.*, 2015; DE *et al.*, 2020; GIGLIO; LUIZ; FERREIRA, C. E. L., 2020; LA NUEZ-HERNÁNDEZ, DE *et al.*, 2014), populações de golfinhos (TISCHER; SILVA, J. M. DA; SILVA, F. J. L. DE, 2013) e peixes (DE *et al.*, 2020). A frequência em que esses danos ocorrem podem variar em relação às características do local, às condições da água e ao perfil do mergulhador (nível de especialização, gênero e motivação, por exemplo) (GIGLIO; LUIZ; FERREIRA, C. E. L., 2020). A atividade de mergulho pode ainda se sobrepôr à outros usos existentes na área e levar a competição pelo uso dos espaços e recursos marinhos (LOPES; VILLASANTE, 2018). Em Fernando de Noronha, o mergulho autônomo recreativo já foi considerado uma atividade de baixo ou nenhum impacto, visto seu caráter contemplativo (LUIZ JR, 2009). No entanto, observa-se em várias partes do mundo que os impactos negativos dessa prática podem ser potencializados nos destinos que recebem visitaçaõ intensiva (AU *et al.*, 2014; DE *et al.*, 2020; ZAKAI; CHADWICK-FURMAN, 2002).

Nesse contexto, esse trabalho propõe a utilização de uma FSD baseada em análise sistemática de reservas, para explorar quais seriam os efeitos da alocação de novos pontos de mergulho em uma concepção ótima das reservas marinhas em Fernando de Noronha. Para isso, foram consideradas duas hipóteses relacionadas à atividade de mergulho. A primeira assume que o mergulho recreativo, qualquer que seja o número de mergulhadores, não perturba a fauna marinha, e que as reservas marinhas identificadas são também áreas onde essa atividade pode ser realizada. Esse contexto pode ser pensado a partir da perspectiva de que os praticantes de que os mergulhadores podem subestimar o nível de impacto de suas atividades sobre o meio (GIGLIO; LUIZ; FERREIRA, C. E. L., 2020; LUIZ JR, 2009). A outra hipótese assume

que o mergulho, acima de um determinado nível, pode perturbar a fauna marinha, necessitando ser excluído da reserva. Com base nesses cenários, foram realizadas análises de sensibilidade dos parâmetros de entrada da FSD, de forma a avaliar quais seriam os comportamentos das soluções de reservas computadas. As análises demonstraram que os cenários resultantes dependeram especificamente dos parâmetros e dos objetivos do planejamento pré-estabelecidos pelos cenários. Em termos de planejamento marinho, as diferentes respostas obtidas por meio desses cenários permitem aos atores envolvidos decidir entre políticas alternativas, uma vez que é possível analisar previamente como diferentes medidas de gestão poderão afetar a utilização dos espaços marinhos. As FSD permitem com que a tomada de decisão assuma um caráter mais sistemático descartando as possíveis subjetividades do planejamento (CURTICE *et al.*, 2012; STELZENMÜLLER *et al.*, 2013; WATTS, M. E. *et al.*, 2009). As lições aqui aprendidas ilustram como as FSD podem ser enquadradas para dar conta de visões divergentes das partes interessadas no planejamento, e poderão esclarecer as negociações do PEM em outras localidades.

1.2 OBJETIVO GERAL

Implementar uma FSD, baseada em seleção sistemática de reservas, para explorar os efeitos da alocação de novos pontos de mergulho em uma concepção ótima das reservas marinhas em Fernando de Noronha.

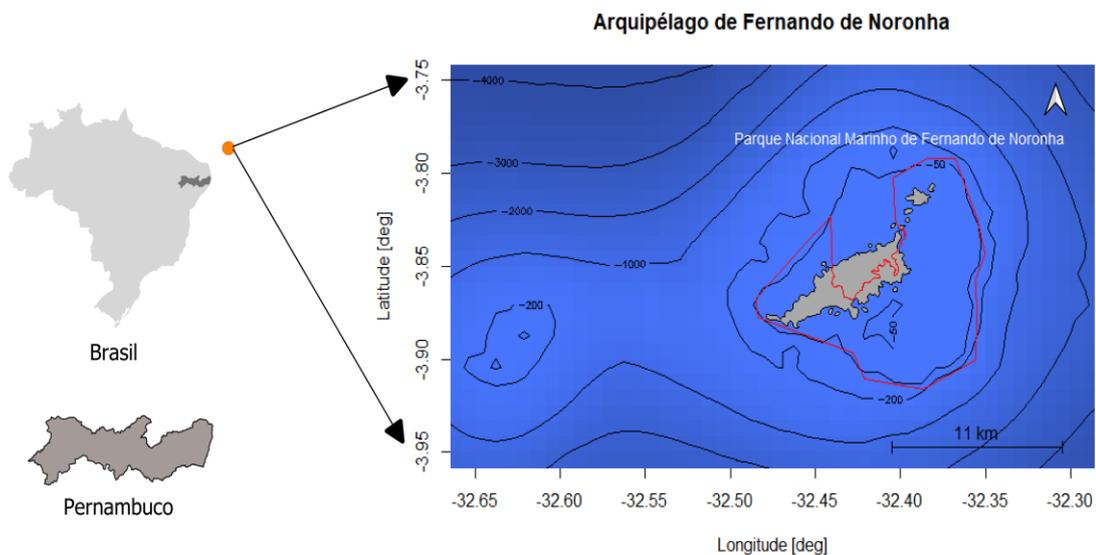
1.2.1 **Objetivos específicos**

- Caracterizar aspectos ambientais, sociais e econômicos relevantes ao PEM;
- Identificar locais que minimizem os impactos negativos da instalação de novos pontos de mergulho em Fernando de Noronha;
- Propor novas áreas que possam ser do interesse para a prática do mergulho;
- Contribuir com as discussões sobre planejamento espacial das atividades de mergulho em Fernando de Noronha.

2 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo corresponde a região marinha do arquipélago de Fernando de Noronha, distrito do Estado de Pernambuco, localizado entre as coordenadas $03^{\circ}50'S$ e $32^{\circ}25'W$. O conjunto de ilhas está situado no oceano Atlântico tropical a uma distância aproximada de 545 km da cidade de Recife (GASPARINI; MACIEIRA, 2005).

Figura 1 - Localização da área de estudo correspondente a região marinha em torno do Arquipélago de Fernando de Noronha. O limite do PARNAMAR-FN é identificado em vermelho, enquanto a APA-FN abrange o restante da área de estudo



Fonte: A autora (2021).

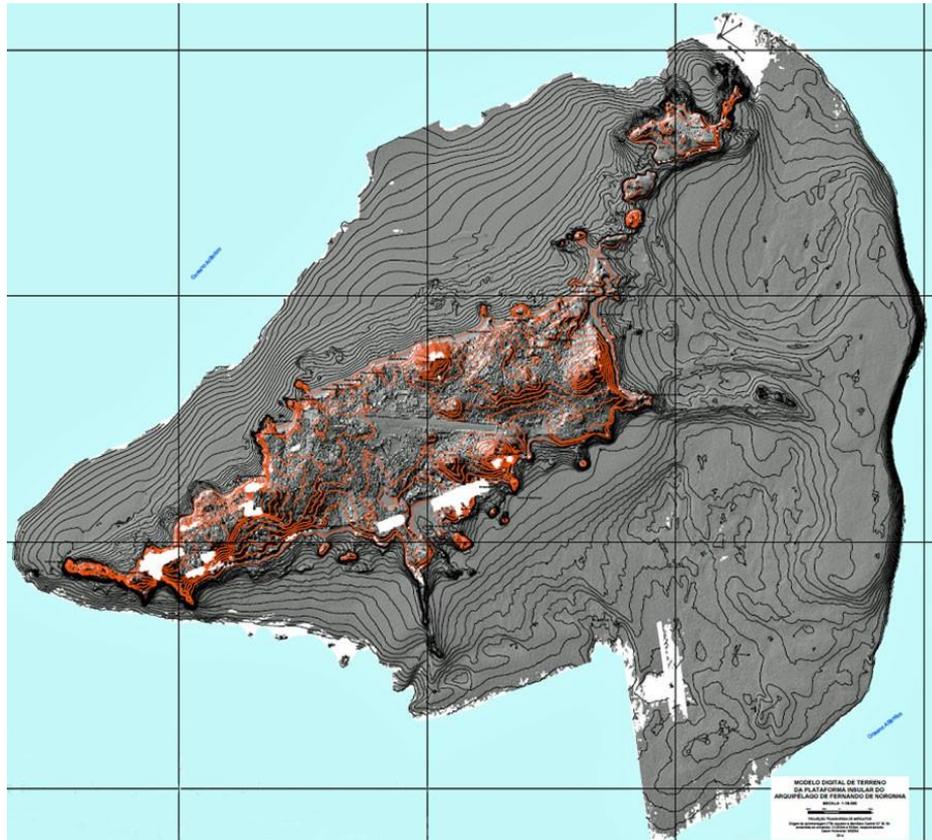
2.1 CARACTERIZAÇÃO MORFOLÓGICA

O arquipélago é formado por 21 ilhas, ilhotas e rochedos, que juntos ocupam uma área de 26km² (FUNATURA, 1990), sendo as maiores (depois da ilha de Fernando de

Noronha) a ilha da Rata, Ilha do Meio, Ilha Sela Gineta, Ilha Rasa, ilha São José, Ilha do Frade e outras 14 ilhotas menores (TEIXEIRA, 2011).

Sua origem se deu a partir da zona de fratura da cadeia mesoceânica Atlântica de orientação E-W durante o último evento vulcânico do Brasil. Com sua base a 4.000 m de profundidade, as ilhas são produtos da erosão de um único edifício que compunha originalmente a ilha principal e que foram desligadas pelo recente afundamento de alguns metros devido à erosão costeira (CASTRO, J. W. A., 2009). As feições geológicas são representadas por rochas vulcânicas, depósitos eólicos recentes e peleodunas, recifes de algas e de corais, praias de extensões variáveis e depósitos lacustres e fluviais (CASTRO, J. W. A., 2009). A face noroeste, conhecida como mar de dentro, é mais abrigada dos ventos predominantes e oferece ambientes mais calmos e praias mais extensas. Já a face sul, o mar de fora, sofre influência direta dos ventos alísios e é caracterizada por seu mar agitado, encostas íngremes e costa predominantemente rochosa (FUNATURA, 1990; SERAFINI; FRANÇA; ANDRIGUETTO-FILHO, 2010). O arquipélago possui uma plataforma submersa pela transgressão marinha, de largura variável e com inclinação mais acentuada no mar de fora, onde nos trechos mais extensos atinge os 20m de profundidade a apenas 500m da praia (FUNATURA, 1990).

Figura 2 - Modelo Digital do Terreno do Arquipélago de Fernando de Noronha



Fonte: Adaptado de Assis (2014).

2.2 CONDIÇÕES METEOCEANOGRÁFICAS

Segundo a classificação do Sistema Köppen, o clima é tropical do tipo Awi, marcado pelo domínio oceânico (CASTRO, J. W. A., 2009). A precipitação média anual é de 1.400mm (CASTRO, J. W. A., 2009), com maiores índices entre março e julho e menores índices entre agosto e janeiro (ASSUNÇÃO *et al.*, 2016). A temperatura média anual de 26°C está relacionada à influência dos ventos alísios nessa latitude, predominantes de sudeste, que sopram com mais intensidade entre junho e agosto (SERAFINI; FRANÇA; ANDRIGUETTO-FILHO, 2010; TCHAMABI, 2017). Os ventos mais intensos são consequentes das oscilações de convergência tropical que podem gerar ondas violentas a sudeste, e eventualmente a norte do arquipélago, de até 3,5m de altura (FUNATURA, 1990).

As principais correntes marinhas que influenciam o arquipélago são o ramo centro da Corrente Sul Equatorial (cSEC), que transporta as águas subtropicais no sentido leste para oeste, e pela Sub corrente Sul Equatorial (SEUC), que flui para leste (COSTA

DA SILVA *et al.*, 2021; TCHAMABI, 2017). A interação entre a cSEC e o relevo submarino resulta no fenômeno da ressurgência, responsável pelo aporte de nutrientes de camadas profundas para as camadas mais superficiais (COSTA DA SILVA *et al.*, 2021; TRAVASSOS, P *et al.*, 1999).

2.3 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E BIODIVERSIDADE MARINHA

O território está inserido em duas unidades de conservação: o Parque Nacional Marinho (PARNAMAR)⁴ de Fernando de Noronha (proteção integral) e a Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha – Rocas – São Pedro (uso sustentável) (APA-FN)² (Figura 1). O PARNAMAR abrange 70% do arquipélago (10.929,47 ha) e compreende uma porção terrestre da ilha de Fernando de Noronha, todas as ilhas e ilhotas e parte do entorno marinho que se estende até a isóbata de 50m (FUNATURA, 1990). Na unidade são proibidas as atividades extrativistas como a pesca, enquanto as atividades de turismo são permitidas de forma controlada. Já a APA abrange os outros 30% da ilha principal do arquipélago (79.706 ha) e serve como área de amortecimento do PARNAMAR. Na UC são permitidos os usos humanos, como moradia, instalações de infraestrutura e atividades extrativistas, como a agropecuária e a pesca (SILVA-JÚNIOR *et al.*, 2021). Atualmente, ambas as unidades são geridas pelo Núcleo de Gestão Integrada de Fernando de Noronha - ICMBio Noronha, um arranjo organizacional de unidades de conservação federais do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade que tem o objetivo de garantir uma gestão eficiente e integrada das unidades³. Além desse arranjo institucional, participam também da administração da APA o Governo do Estado de Pernambuco por meio da Administração do Distrito Estadual de Fernando de Noronha (ADEFN) e o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), cada um dentro de suas competências (CARDOSO *et al.*, 2018); uma parcela dessa área está ainda sob o domínio do Comando da Aeronáutica.

⁴ Decreto nº 96.693, de 14 de setembro de 1988 (BRASIL, 1986).

² Decreto nº 92.755, de 5 de junho de 1986 (BRASIL, 1986).

³ Portaria ICMBio nº 7, de 3 de janeiro de 2017 (“PORTARIA ICMBIO Nº 7, DE 3 DE JANEIRO DE 2017”, 2017)

A área possui elevada significância biológica no contexto do ambiente oligotrófico circundante, servindo para a manutenção das comunidades locais e como área de descanso, reprodução e alimentação de espécies da fauna marinha do Nordeste brasileiro e de espécies migratórias e ameaçadas de extinção (LOPES *et al.*, 2017). O isolamento geográfico impulsionado pelo decorrer do tempo geológico favoreceram o aparecimento de espécies endêmicas em Fernando de Noronha (GASPARINI; MACIEIRA, 2005). A biodiversidade marinha contempla uma riqueza de espécies de peixes recifais (169 spp. sendo 10 endêmicos), moluscos (218 spp. sendo 3 endêmicos), corais (11 spp.), cnidários (33 spp.), esponjas (77 spp, sendo 1 endêmica), algas (171 spp.) (SERAFINI; FRANÇA; ANDRIGUETTO-FILHO, 2010). A região também é utilizada como área de desova da tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) (GROSSMAN *et al.*, 2009), e como áreas de alimentação da tartaruga-verde e da tartaruga-de-pente (*E. imbricata*), espécies ameaçadas de extinção (GROSSMAN, A., MOREIRA, L. M. DE P., BELLINI, C., ALMEIDA, 2009). O local abriga ainda uma população de mais de cinco mil golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris*) que vivem em um raio de aproximadamente 500 km do entorno do arquipélago (ICMBIO, 2017). Os golfinhos-rotadores utilizam diferentes áreas para descanso, reprodução, socialização, cuidado parental e refúgio. As áreas preferencialmente usadas para a socialização e o descanso da espécie são a baía dos Golfinhos seguida, seguida pela região denominada “Entre ilhas” entre a Ilha Rasa, do Meio, São José e a Ilha Sela Gineta (LUIZ JR, 2009). Essas duas regiões localizam-se no mar de dentro, entre pontos de mergulho bastante explorados pelas operadoras. O arquipélago também abriga a maior diversidade de aves marinhas do Brasil, entre elas o Atobá-mascarado (*Sula dactylatra*), Atobá-de-pé-vermelho (*Sula sula*) (BAUMGARTEN, MELINA MARTHA KOHLRAUSCH, ADRIANA BARZOTTI MIYAKI, 2009) e o Rabo-de-palha-de-bico-laranja (*Phaethon lepturus*) (CAMPOS *et al.*, 2017).

2.4 CARACTERIZAÇÃO SOCIOECONÔMICA

A principal concentração de habitações humanas em Fernando de Noronha é encontrada na Vila dos Remédios, localizada na ilha principal e suas imediações. Segundo dados do último censo populacional, realizado em 2010, a população do arquipélago era de 2630 pessoas. Já em 2020, a população estimada do arquipélago

era de 3101 pessoas (IBGE, 2020). Contudo, Lopes *et al.*, (2017) relatam uma população residente estimada em 5.000 habitantes, somados ao fluxo médio de 6.000 turistas por mês.

As atividades econômicas praticamente se baseiam na pesca artesanal de pequena escala e na prestação de serviços para o turismo (LOPES *et al.*, 2017; OUTEIRO *et al.*, 2019). A pesca extrativa artesanal é realizada fora dos limites do parque marinho durante o ano inteiro, onde são utilizadas linhas do tipo corrico e pargueira (COSTA, T. B. A., 2019). A caça à lagosta também é realizada pelos pescadores e considerada uma atividade de maior impacto (FERREIRA, L. M.; JESUS, F.; SILVA, 1990). A atividade turística no arquipélago se intensificou a partir da década de 80, sendo atualmente a principal fonte de receita para a ilha (LUIZ JR, 2009). Segundo dados da Autarquia Territorial Distrito Estadual de Fernando de Noronha (ATDEFN) publicados pela imprensa, em 2019, o arquipélago recebeu 106.130 visitantes, registrando um aumento de 39,37% em 5 anos. Com o aumento da população residente e do fluxo de turistas vários problemas comuns aos das cidades continentais surgiram, como o abastecimento de água, geração de esgotos e a destinação de resíduos (PAGANO; MARIA, 2000; SERAFINI; FRANÇA; ANDRIGUETTO-FILHO, 2010).

2.4.1 Aspectos das atividades de mergulho autônomo em Fernando de Noronha

O turismo de mergulho realizado em Fernando de Noronha é classificado como turismo de esporte, de aventura e ecoturismo (SILVA-JÚNIOR *et al.*, 2021). De acordo com Moreira (2019), 63% dos turistas que visitam o local relataram desenvolver alguma atividade de mergulho.

As atividades de mergulho autônomo introduzem uma considerável receita na economia local. Apenas em 2019, essa atividade gerou um capital bruto de mais de R\$30 milhões de reais (SILVA-JÚNIOR *et al.*, 2021).

O Estudo de capacidade de carga e de operacionalização de turismo náutico no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (LUIZ JR, 2009) identificou vinte e três (23) pontos operados no PARNAMAR, incluindo aqueles previstos pelo plano de manejo do parque, pelo Programa de Uso Recreativo do PARNAMAR de Fernando de Noronha (WWF, 2001), além de outros pontos que são operados, mesmo sem

regulamentação. O estudo também apresenta o ranking dos pontos mais visitados pelos mergulhadores, obtidos através das fichas de saída das embarcações de mergulho no período entre 01/07/2007 e 30/06/2008. Os pontos mais procurados pelos mergulhadores (>2000 mergulhos/ano), localizam-se quase sempre no mar de dentro e/ou em lugares abrigados.

Figura 3 - Ranking dos pontos de mergulhos mais freqüentados no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha.

<i>Ponto de Mergulho</i>	<i>No. Mergulhos/ano</i>	<i>Lado da Ilha</i>	<i>Nível de dificuldade</i>
Cagarras rasas	5.154	Mar de dentro	Básico
Ressureta	5.070	Mar de dentro	Básico
Ilha do Meio	3.684	Mar de dentro	Básico
Buraco do inferno	2.659	Mar de dentro	Básico
Buraco das cabras	2.259	Mar de fora	Básico
Laje dos 2 irmãos	2.210	Mar de dentro	Básico/Avançado
Canal da rata	2.144	Mar de dentro	Básico
Caverna da sapata	2.085	Mar de dentro	Avançado
Pedras secas 1	1.738	Mar de fora	Avançado
Caieiras	1.546	Mar de fora	Básico
Cagarras fundas	1.229	Mar de dentro	Básico/Avançado
Cordilheiras	1.035	Mar de dentro	Básico/Avançado
Ilha do Frade	613	Mar de fora	Básico/Avançado
Pedras secas 2	552	Mar de fora	Avançado
Cabeço das cordas	529	Mar de fora	Avançado
Cabeço da sapata	454	Mar de dentro	Avançado
Ponta da macaxeira	432	Mar de fora	Avançado
Pontal do norte	419	Mar de dentro	Avançado
30 reis	290	Mar de fora	Avançado
Cabeço submarino	287	Mar de fora	Avançado
Morro de fora	287	Mar de dentro	Básico
Sela ginete	284	Mar de dentro	Básico
Iuias	244	Mar de fora	Avançado
outros	150	-----	-----

Fonte: Luiz Jr. (2009).

Os pontos acima da linha pontilhada (>2.000 mergulhos/ano) são utilizados em mais de 70% dos mergulhos realizados por ano.

Além dos pontos citados no referido estudo de capacidade de carga, os mapas das operadoras locais de mergulho (Figura 4 e Figura 5) permitem também identificar a exploração da atividade nos pontos conhecidos como Capim Açú, Navio do Leão e Cabritos, no PARNAMAR-FN, e nos Naufrágios Corveta Ipiranga V17 e Maria Stathatos (naufrágio do porto), na área da APA-FN.

Figura 4 - Pontos de mergulho operados pela empresa Noronha Diver



Fonte: Disponível em: www.noronhadiver.com.br.

Figura 5 - Pontos de mergulho operados pela empresa Atlantis Diver



Fonte: Disponível em: www.atlantisdivers.com.br/pontosdemergulho.

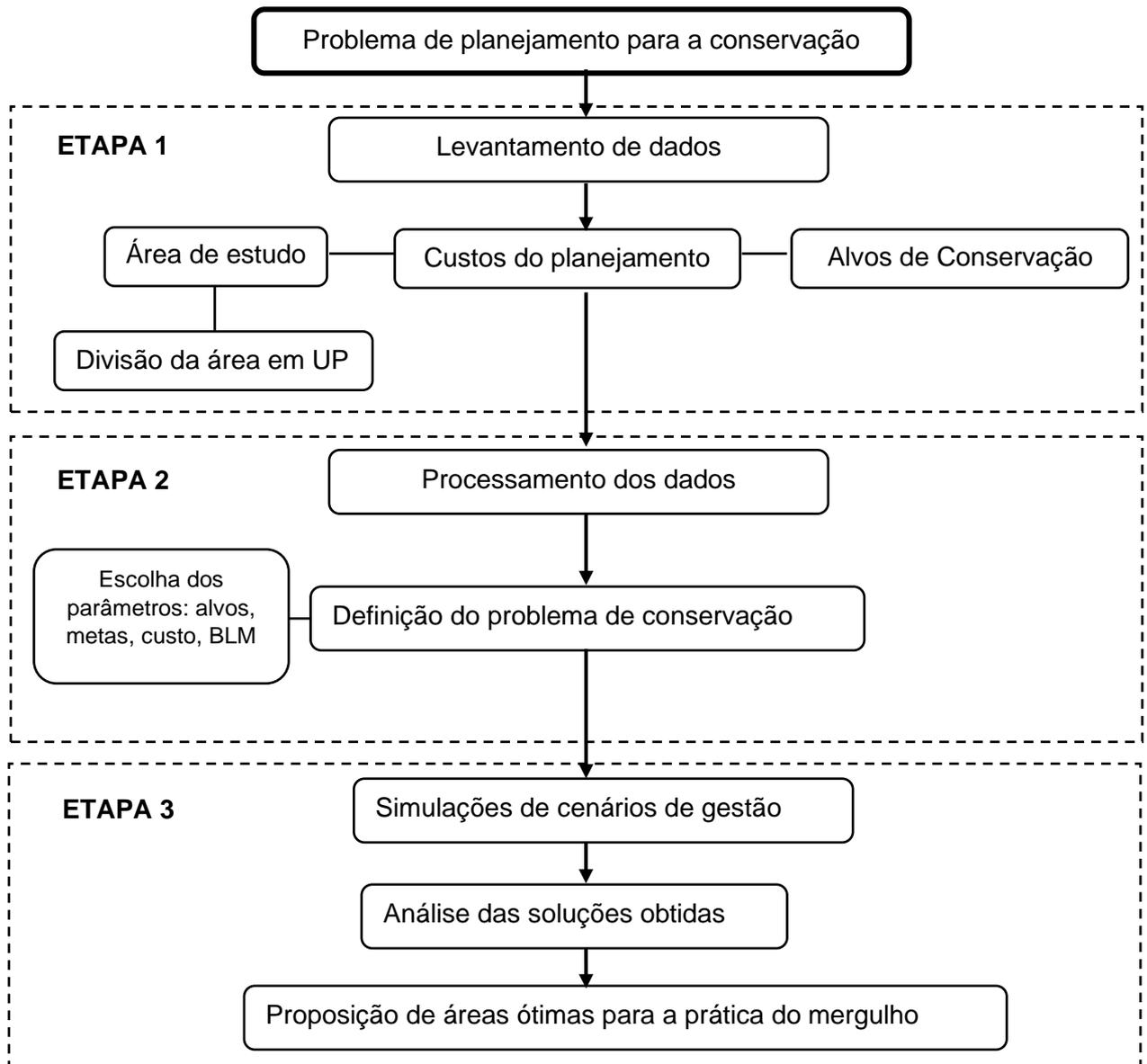
3 METODOLOGIA

A metodologia se baseia na FSD *prioritizr*, aplicada no planejamento sistemático para a conservação (HANSON JO, SCHUSTER R, MORRELL N, STRIMAS-MACKEY M, WATTS ME, ARCESE P, BENNETT J, 2021), juntamente ao solucionador de algoritmo *rsymphony* (RALPHS *et al.*, 2019). O *prioritizr* utiliza um algoritmo de programação linear inteira para fornecer uma solução exata ao Problema de Cobertura Mínima de Conjuntos. O conceito de reserva adotado nesse trabalho se refere a resposta do algoritmo na seleção de áreas que atingissem o objetivo de conservação pré-fixado a um custo mínimo, sendo o custo definido como a perda de oportunidades para os utilizadores devido à existência da reserva. O tratamento e análise de dados foram realizados em R Core Team (2021), utilizando a versão 1.4.1103 da interface RStudio.

O funcionamento do *prioritizr* está condicionado a preparação de um conjunto de arquivos contendo os dados de base do trabalho e a descrição dos parâmetros expressos pelo problema de otimização, os quais são descritos na Tabela 1.

O desenvolvimento desse trabalho foi dividido em três etapas, que compreenderam o (1) levantamento e o (2) processamento de dados, e as (3) simulações e análises dos cenários de gestão com a proposição de novas áreas de mergulhos, descritos nos capítulos a seguir. Um esquema do desenvolvimento da metodologia pode ser observado na Figura 6.

Figura 6 - Esquema das etapas de desenvolvimento da metodologia desse trabalho



Fonte: A autora (2021).

3.1 ETAPA 1: LEVANTAMENTO DE DADOS

A caracterização da área foi feita com base em levantamento de dados de acústica marinha, distribuição espacial das frotas pesqueiras, batimetria e da localização dos pontos de mergulho em Fernando de Noronha, os quais serão detalhados na seção 3.2.

O problema de otimização permite a inclusão de “constrangimentos” que garantem com que a solução exiba propriedades específicas definidas pelo planejador. Esses

constrangimentos podem, por exemplo, garantir que UPs específicas sejam selecionadas ou não pela reserva (*locked in* e *locked out*, respectivamente), e são relacionadas ao status da UP no arquivo *pu.dat*. Por isso, na definição do problema foi estabelecido que as UPs com grande relevância para a conservação estariam sempre garantidas dentro das soluções de reserva, e que aquelas que não atendessem aos objetivos do planejamento deveriam ser excluídas das soluções.

3.2 PROCESSAMENTO DOS DADOS

3.2.1 Arquivos de entrada

3.2.1.1 Unidade de Planejamento

O levantamento de dados possibilitou estabelecer os limites, forma e resolução das UPs para a área planejada, passo fundamental para a estruturação dos arquivos de entrada do *prioritizr*. Nesse trabalho, os limites da área de estudo foram definidos de maneira a capturar todos os dados sobre a distribuição da frota pesqueira em Fernando de Noronha (seção 0), para a qual foi delimitada uma área retangular compreendida entre -3.95° e -3.75° de latitude e -32.65° e -32.30° de longitude. Para a definição das UPs, optou-se pela divisão da área de estudo em uma grade regular de 36×21 , com resolução de 0.01° . Esse processamento possibilitou a criação do arquivo de entrada "*pu.dat*" (Tabela 1Tabela 1 - Arquivos obrigatórios ao *prioritizr*). Adicionalmente, na definição do problema algumas UPs foram estabelecidas como status *locked in* ou *locked out*.

Tabela 1 - Arquivos obrigatórios ao prioritizr

Arquivo	Função
<i>pu.dat</i>	Identificação das UPs (ID, localização, status, custos)
<i>spec.dat</i>	Alvos de conservação considerados no problema e suas respectivas metas de cobertura a serem atingidas na reserva final
<i>puvsp.dat</i>	Distribuição quantitativa dos alvos de conservação por UP
<i>bound.dat</i>	Descrição dos limites de fronteiras entre duas UP's
<i>input.dat</i>	Descrição de todos os parâmetros utilizados no exercício (algoritmos, exibição, opções de salvamento etc.)

Para que esses arquivos pudessem ser lidos pelo prioritizr, foi preciso transformar os dados brutos reunidos na primeira etapa em arquivos legíveis pela ferramenta. Esse processo é descrito nos itens a seguir.

3.2.1.2 Acústica

Os dados de acústica marinha utilizados nesse estudo foram coletados na campanha FAROFA 3 (SALVETAT *et al.*, 2020), projeto que teve o objetivo de caracterizar a distribuição de peixes no arquipélago de Fernando de Noronha, dentro e fora das áreas protegidas por meio da prospecção acústica. Na acústica, um transdutor posicionado sob a embarcação envia um sinal acústico a certa frequência em direção ao leito marinho, e esse mesmo transdutor recebe de volta o sinal refletido (amplitude, defasagem, etc) pela superfície de fundo. Com base nos dados da frequência de 200 Hz, os autores atribuíram um índice de biomassa de peixes ao sinal acústico, representado pela medida $S_A = \log s_a$. Na formulação prática do problema no *prioritizr*, os valores dos índices registrados dentro de cada UP foram somados. Esses valores

foram então interpolados utilizando a técnica da Krigagem, um método geoestatístico para a estimativa de pontos não amostrados baseado em pontos amostrados. O presente trabalho utilizou os dados de latitude, longitude e de $S_A = \log s_a$. Os valores de $S_A = \log s_a$ podem ser pensados como um índice substituto para a biomassa que caracteriza a abundância de peixes. Dessa forma, os dados acústicos foram considerados um *proxie* para um alvo de conservação, possibilitando a criação de um dos arquivos de entrada do *prioritizr* (*puvsp.dat*).

3.2.1.3 Atividade pesqueira

Dados sobre a atividade pesqueira na região marinha em torno do arquipélago de Fernando de Noronha foram obtidos de Beltrão (2019), no trabalho que descreveu a distribuição espacial e a composição de captura das frotas artesanal e recreativa com base em dados de GPS. A autora utilizou os dados GPS de sessenta e nove cruzeiros (69) de embarcações de pesca ao longo de cinco anos em Fernando de Noronha. O modelo Hidden Markov Model (HMM) foi aplicado para classificar as trajetórias das embarcações dentro de estados comportamentais de “pesca” e “viagem”. No presente estudo, o resultado da classificação para o estado de “pesca” foi considerado um índice quantitativo para a atividade pesqueira. Para a formulação do problema no *prioritizr*, o número de pontos classificados no estado de “pesca”, dentro de cada UP, foi somado para gerar uma função escalar baseada nessa atividade (*Fishing Count/FC*), a qual permitiu derivar uma superfície de custo necessária ao *prioritizr* (arquivo *pu.dat*). Os valores iniciais de FC apresentavam uma grande variação de ordem de magnitude, valendo algumas centenas nos locais com atividades de pesca moderadas, mas podendo chegar a mais de 10.000 em áreas com alta pressão de pesca, como no Banco do Drina, ou mesmo a 0, nos locais sem nenhum ponto de pesca. Assim, a fim de se obter um nível para a atividade de pesca, aplicou-se o \log_{10} à função de FC, o que permitiu que os valores do índice variassem entre aproximadamente 0 e 10.

3.2.1.4 Batimetria

Os dados de batimetria são provenientes da plataforma GEBCO (*General Bathymetric Chart of the Ocean*) e consistem em uma lista com a descrição da latitude, longitude e profundidade do oceano. Esses dados permitiram a obtenção de mapas de resolução fina, a partir de onde foi possível identificar algumas das feições submersas. A plataforma continental pode representar uma área de grande biodiversidade (EDUARDO *et al.*, 2018), enquanto a quebra da plataforma é uma importante impulsionadora dos processos de produtividade primária ao longo da coluna d'água (GRANTHAM *et al.*, 2011). Nesse sentido, essas feições podem ser vistas como habitats ecologicamente importantes, sendo consideradas nesse estudo como alvos a serem conservados. Para isso, os habitats de plataforma continental e de quebra da plataforma foram delimitados entre as profundidades de 0m a 50m e 50m a 200m, respectivamente. A representatividade de cada um dos alvos de conservação foi estabelecida através de um algoritmo de decisão binária (0,1), que definiu se a UP correspondia (1) ou não (0) à plataforma continental ou à quebra de plataforma. Esse processo possibilitou o incremento do arquivo de entrada *puvsp.dat*.

3.2.1.5 Atividade de mergulho

Nesse estudo foram utilizados dados sobre uma modalidade específica da atividade de mergulho conhecida como mergulho autônomo, ou SCUBA (*Self Contained Underwater Breath Apparatus*). O levantamento dos pontos onde ocorre essa prática foi feito com base no Estudo de capacidade de carga e de operacionalização de turismo náutico no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (LUIZ JR, 2009), em mapas das operadoras de mergulho (

Figura 4 e Figura 5) e no site da certificadora PADI (*Professional Association of Dive Instructors*) (PADI, 2021). Os pontos descritos no site da PADI já continham suas respectivas coordenadas. Já para os demais, foi preciso estimar as coordenadas utilizando algumas referências nos mapas das operadoras, como a localização e profundidade do ponto. Como a indicação dos pontos pode variar muito de um mapa para o outro, a Carta Batimétrica da Plataforma Insular do Arquipélago de Fernando

de Noronha (ASSIS, H. M. B. De, 2016) foi utilizada para identificar com maior precisão as profundidades dos pontos de mergulho descritas pelas operadoras.

Entre os objetivos desse estudo estão a identificação de reservas marinhas onde o mergulho fosse uma atividade permitida, e de áreas onde essa prática deveria ser excluída. Nesse sentido, o mergulho pode ser pensado tanto em termos de atividade (ou alvo) a ser conservada, quanto de custo, uma vez que a sua exclusão em determinada área poderia gerar prejuízos à própria atividade.

Para transformar o mergulho em um alvo conservação, parte-se da ideia de que o mergulhador dará preferência às áreas onde poderá observar o maior número de espécie, em profundidades inferiores aos 40 metros. O sistema de classificação de espécies prospectadas pela acústica marinha em Fernando de Noronha (SALVETAT *et al.*, 2020) foi utilizado nesse estudo para estabelecer um ranqueamento para as espécies consideradas de interesse para o mergulho. Para os pontos onde havia entre 0 e 5 espécies registradas, atribuiu-se o peso 1; entre 5 e 10 espécies, peso 2; entre 10 e 20 espécies, peso 3; entre 20 e 35 espécies, peso 4; e pontos com mais de 35 espécies, peso 5. Assim, a representatividade do alvo de conservação (mergulho) na área planejada foi estabelecida a partir de pesos escalares (de 0 a 5), o que significa dizer que quanto maior esse peso, maior será a chance de o mergulhador escolher aquele ponto. Esse processo possibilitou o incremento do arquivo de entrada *puvsp.dat* do *prioritizr*.

Também foi possível criar uma superfície de custo (arquivo *pu.dat*) com base na intensidade que as atividades de mergulho podem ter na área marinha de Fernando de Noronha. O “Estudo de capacidade de carga e de operacionalização de turismo náutico no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha” (JR, 2009) foi utilizado para levantar o número de mergulhos realizados em cada ponto, tendo como base de referência o ano de 2007. No presente estudo, esse número foi considerado um índice quantitativo para a atividade. Foram atribuídos pesos escalares, de acordo com o número de mergulhos realizados no ponto. Os pontos que tiveram entre 0 e 1000 mergulhos, receberam o peso 2; entre 1000 e 3000, peso 3; entre 3000 e 6000, peso 4; e acima de 6000, peso 5. O peso 1 foi atribuído aos sítios que não tinham essa informação disponível. A intensidade da atividade de mergulho em Fernando de Noronha pode então ser medida, por UP, a partir da soma dos índices de

representatividade e dos pesos relacionados à exploração dessas respectivas áreas. Assim, intensidade da atividade de mergulho = (índices de representatividade + índice de exploração do mergulho).

3.2.2 Arquivo de saída

Como resposta o algoritmo fornece as informações sobre a reserva selecionada em formato de lista, contendo a identificação das UPs e sua respectiva variável de decisão (selecionada ou não selecionada).

3.3 CENÁRIOS SIMULADOS

Inicialmente, foram realizados diversos testes com a finalidade prática de compreender a sensibilidade do algoritmo à escolha de diferentes dados de base, metas de cobertura, custos e parâmetros de entrada. Por isso, propõe-se ao leitor uma demonstração prévia do funcionamento e dos tipos de resposta que podem ser obtidas pelo *prioritizr* (seção 3.3.1).

Para testar a aplicabilidade da FSD, são propostos três cenários de gestão baseados no estudo de caso sobre as atividades de mergulho na região marinha em torno do arquipélago de Fernando de Noronha. Nos dois primeiros cenários (seção 3.3.2) o mergulho foi considerado uma atividade meramente contemplativa, sem capacidade de causar distúrbios sobre a fauna marinha. Já no terceiro cenário (seção 3.3.3) a atividade é considerada um vetor de distúrbios à essa fauna. Com base nesses cenários, foram realizadas análises de sensibilidade dos parâmetros, de forma a avaliar qual seria a porcentagem mínima de cada recurso de conservação a ser incluído na solução de reserva. Nesse tipo de abordagem são rodadas simulações utilizando diversos valores de um mesmo parâmetro, enquanto os demais tinham seus valores fixados. Assim, a influência desse parâmetro pode ser observada qualitativa e quantitativamente entre as soluções de reserva. As simulações foram rodadas considerando as metas de cobertura para cada um dos alvos entre 10% e 90%, a cada intervalo de 10% (Tabela 2). Os cenários também foram simulados sob diferentes superfícies de custos e níveis de compacidade da reserva. O nível de compacidade

da reserva é dado pela atribuição de um valor ao parâmetro BLM (*Boundary Length Modifier*). O parâmetro BLM é usado para determinar quanta ênfase será direcionada para minimizar o comprimento limite do sistema de reservas. Em outras palavras, o BLM é usado para determinar o nível de fragmentação do sistema de reservas (GAME *et al.*, 2008). A descrição dos parâmetros utilizados nas simulações é encontrada na Tabela 2.

Tabela 2 - Parâmetros da FSD utilizados nas simulações dos cenários

Cenários:		Alvos de conservação	Metas de conservação	Custo	Locked-out	Locked-in	BLM		
TESTE					<i>Território totalmente emerso e área do Porto</i>	Baía dos Golfinhos			
Demonstração dos efeitos dos diferentes parâmetros do algoritmo	T1	1, 2, 3	30%	Tamanho			-----	-----	0
	T2	1, 2, 3	30%	Tamanho					1
	T3	1, 2, 3	50%	Tamanho					1
CENÁRIO 1: O MERGULHO NÃO CAUSA DISTÚRBIOS À FAUNA									
NÃO HÁ ATIVIDADE DE PESCA.	1.1	1, 2, 3	10%	Tamanho					0
	1.2	1, 2, 3	20%	Tamanho					0
	1.3	1, 2, 3	30%	Tamanho					0
	1.4	1, 2, 3	40%	Tamanho					0
	1.5	1, 2, 3	50%	Tamanho					0
	1.6	1, 2, 3	60%	Tamanho			0		
	1.7	1, 2, 3	70%	Tamanho			0		
	1.8	1, 2, 3	80%	Tamanho			0		
	1.9	1, 2, 3	90%	Tamanho			0		
HÁ ATIVIDADE DE PESCA.	2.1	4	10%	Pesca			0		
	2.2	4	20%	Pesca			0		
	2.3	4	30%	Pesca			0		

	2.4	4	40%	Pesca			0
	2.5	4	50%	Pesca			0
	2.6	4	60%	Pesca			0
	2.7	4	70%	Pesca			0
	2.8	4	80%	Pesca			0
	2.9	4	90%	Pesca			0
CENÁRIO 2: O MERGULHO CAUSA DISTÚRBIOS À FAUNA.							
	3.1	1, 2, 3	10%	Mergulho			1
	3.2	1, 2, 3	20%	Mergulho			1
	3.3	1, 2, 3	30%	Mergulho			1
	3.4	1, 2, 3	40%	Mergulho			1
	3.5	1, 2, 3	50%	Mergulho			1
	3.6	1, 2, 3	60%	Mergulho			1
	3.7	1, 2, 3	70%	Mergulho			1
	3.8	1, 2, 3	80%	Mergulho			1
	3.9	1, 2, 3	90%	Mergulho			1

Fonte: A autora, (2021).

A coluna Cenário descreve os objetivos das simulações. A coluna Alvo de conservação ilustra os alvos utilizados nas simulações, onde o número 1 corresponde à “abundância em biomassa de peixes” (seção 0), os números 2 e 3 aos “habitats de plataforma continental” e de “quebra de plataforma”, respectivamente (seção 0) e o número 4, ao “mergulho” (seção 0). As Metas de conservação estabelecem a % mínima das características a serem garantidas dentro da solução de reserva. Na coluna Custo, em “Tamanho” é aplicado um valor uniforme =1 para toda a área planejada; os cenários 2 e 3 incorporam superfícies de custos derivadas das atividades pesqueiras (seção 0) e de mergulho (0). As colunas seguintes descrevem quais UPs são fixadas no sistema de reservas (*Locked-in*), e quais devem ser excluídas (*Locked-out*). O parâmetro BLM, na última coluna, define o nível de fragmentação da reserva.

3.3.1 Cenário teste

Esse cenário teve a finalidade didática de ilustrar os efeitos dos parâmetros sobre a seleção das redes de reserva. **Erro! Fonte de referência não encontrada.** Os alvos de conservação de abundância em biomassa de peixes e habitats de plataforma e de quebra de plataforma continental foram simulados com diferentes metas de conservação, sob uma superfície de custo de valor uniforme ($=1$). Também é demonstrado o resultado do parâmetro BLM sobre o desenho da reserva.

3.3.2 Cenário 1: O mergulho não causa distúrbios à fauna

Nesse cenário, podemos pensar no mergulho sob uma perspectiva de que seus praticantes podem subestimar o nível de impacto de suas atividades sobre o meio (GIGLIO; LUIZ; FERREIRA, C. E. L., 2020; LUIZ JR, 2009). Assim, o mergulho é visto como uma atividade meramente contemplativa e sem a capacidade de oferecer riscos à fauna. Portanto, as reservas marinhas identificadas pela solução são também áreas onde o mergulho é uma atividade prevista. Esse cenário foi ainda subdividido, levando em conta, ou não levando, a existência da pesca no arquipélago sobre as soluções de reserva. Como os sítios de mergulho são distribuídos pontualmente sobre a área planejada não haveria a necessidade de que as UPs selecionadas pela solução apresentem um padrão de agregação espacial. Assim, em ambos os cenários, atribuiu-se o parâmetro $BLM=0$. Uma esquematização contendo a descrição desses cenários e seus objetivos pode ser observada na figura 7.

3.3.2.1 *Não há atividade de pesca*

Foram definidos como alvos a serem conservados a abundância de peixes e os habitats de plataforma continental e de quebra de plataforma continental. A função de custo foi estabelecida com um valor igual a 1 para todas as UPs. Atribuir um valor uniforme ao custo faz com que o algoritmo evite áreas sem relevância na solução de reserva (BRUNEL; BERTRAND, Sophie, [s.d.]), ao mesmo tempo que nos permite trabalhar com a ideia de que os impactos do mergulho não são significativos. Foram comparadas as similaridades e diferenças entre as soluções de reserva e os pontos

de mergulho que já são operados. Também foram feitas análises no sentido de se buscar uma solução numérica ótima para alocação de novos pontos de mergulho.

3.3.2.2 Há atividade de pesca

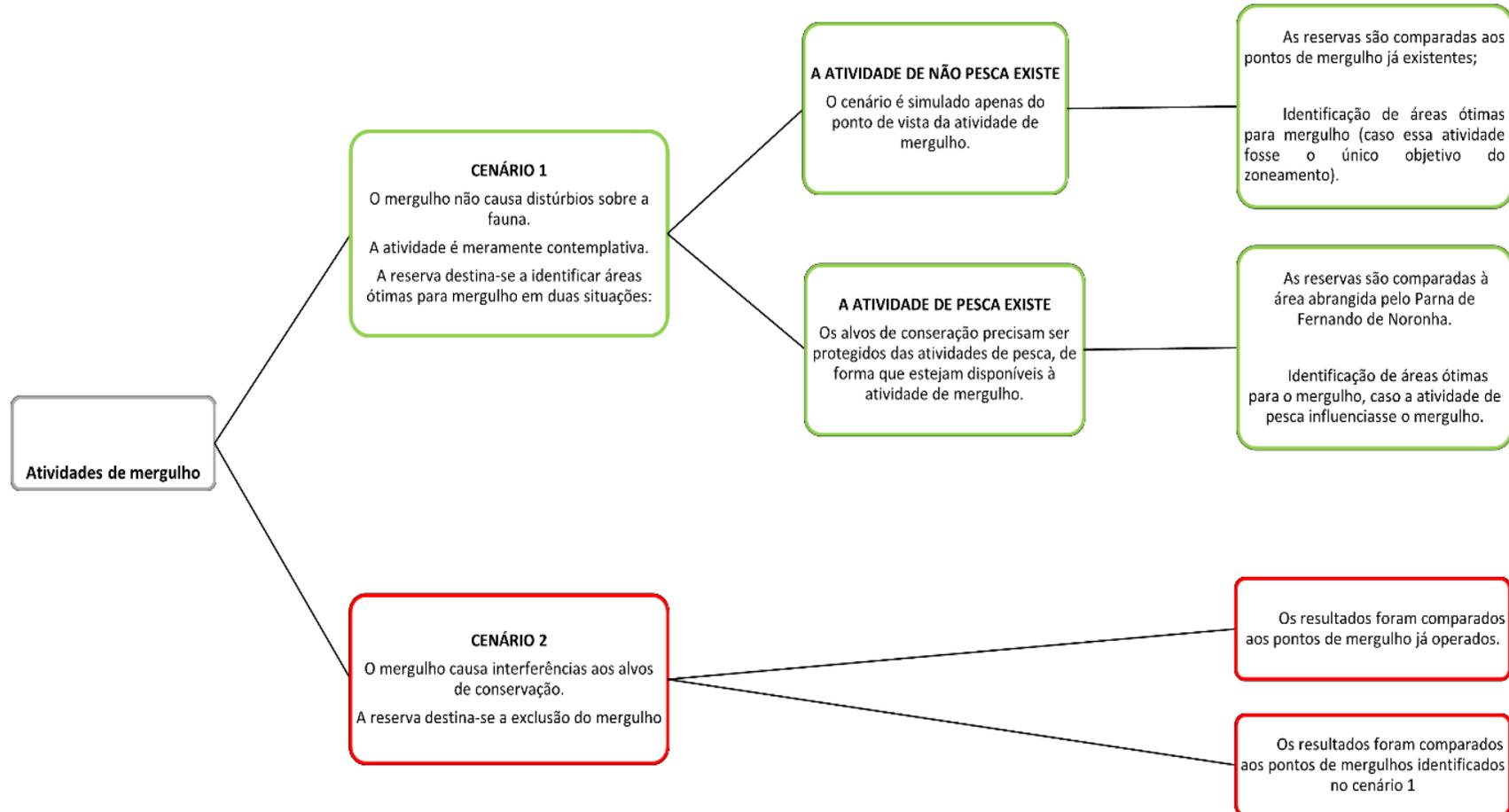
Esse cenário buscou identificar possíveis conflitos entre o mergulho e a atividade pesqueira. A pesca marinha em torno do arquipélago de Fernando de Noronha representa uma importante fonte de renda, nutrição e emprego para as famílias e para o comércio local (LOPES *et al.*, 2017). Portanto, é importante conhecer as sinergias existentes entre esse importante uso da área e as atividades de mergulho. O problema foi formulado buscando garantir que a fauna de interesse aos mergulhadores fosse protegida da “ameaça” oferecida pela pesca. Para isso, a atividade de mergulho foi definida como um alvo a ser conservado, enquanto a pesca foi considerada um custo para que as metas de cobertura do alvo fossem alcançadas. A superfície de custo se baseou na função FC , o que permitiu obter um índice para a intensidade de exploração da pesca no arquipélago. Para evitar a escolha de UPs irrelevantes ao planejamento, como já abordado anteriormente, essa função foi modificada pela adição de um valor igual a um (1) a todas as UPs. Assim, a função de custo passou a valer $1+FC >0$. As soluções foram comparadas com a proteção oferecida pelo PARNAMAR de Fernando de Noronha. Também foram avaliados onde novos pontos de mergulho poderiam ser alocados, caso a atividade de pesca influenciasse o mergulho.

3.3.3 Cenário 2: O mergulho causa distúrbios à fauna

No terceiro cenário, o mergulho é considerado uma atividade potencialmente causadora de distúrbios à fauna, com base no que vem sendo observado e relatado em diversos lugares do mundo (AU *et al.*, 2014; BRAVO *et al.*, 2015; DE *et al.*, 2020; DEARDEN; BENNETT; ROLLINS, 2007; GIGLIO; LUIZ; FERREIRA, C. E. L., 2020; MARCONI *et al.*, 2020; ZAKAI; CHADWICK-FURMAN, 2002). Nesse caso, as soluções de reserva marinha representam áreas onde se propõe a exclusão dessa prática. Foram definidos como alvos de conservação a abundância em biomassa de peixes e os habitats de plataforma e de quebra de plataforma continental. A atividade de mergulho, que foi definida como um custo para se atingir as metas de conservação,

é estabelecida pela função descrita na seção 0. Foi atribuído o valor parâmetro $BLM=1$ para garantir com que as redes de reserva estivessem compactadas. Os resultados foram confrontados com os pontos de mergulho existentes, e comparados às reservas de mergulho identificadas nas etapas anteriores.

Figura 7 - Esquematização dos cenários simulados no presente estudo de caso



Fonte: A autora (2021).

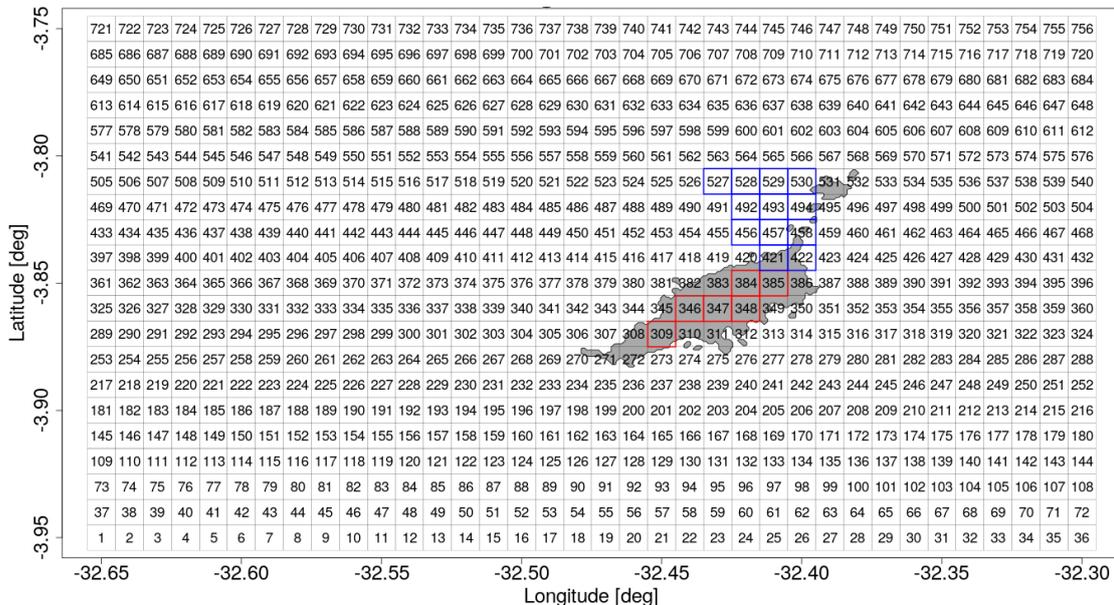
4 RESULTADOS

4.1 PROCESSAMENTO DOS DADOS

4.1.1 Divisão da área de estudos em UPs

A grade regular definida para a área de estudo resultou na criação de 756 UPs, conforme pode ser observado na Figura 8. A UP correspondente à baía dos Golfinhos (308) esteve sempre garantida nas soluções de reserva (*locked in*), visto a importância ecológica dessa área. Foram excluídas das simulações as unidades totalmente inseridas em território emerso, nesse caso, localizadas na ilha de Fernando de Noronha, ou que se interseccionam com porto de Santo Antônio, no total de 18 UPs (*locked out*). Essa decisão foi tomada pela impossibilidade dessas áreas em atender a um dos interesses desse trabalho, que foi identificar novas áreas para a prática do mergulho.

Figura 8 - Divisão da área de estudo em unidades de planejamento (756). As UPs destacadas correspondem às áreas totalmente inseridas na ilha de Fernando de Noronha (vermelho) ou ao porto de Santo Antônio (azul)



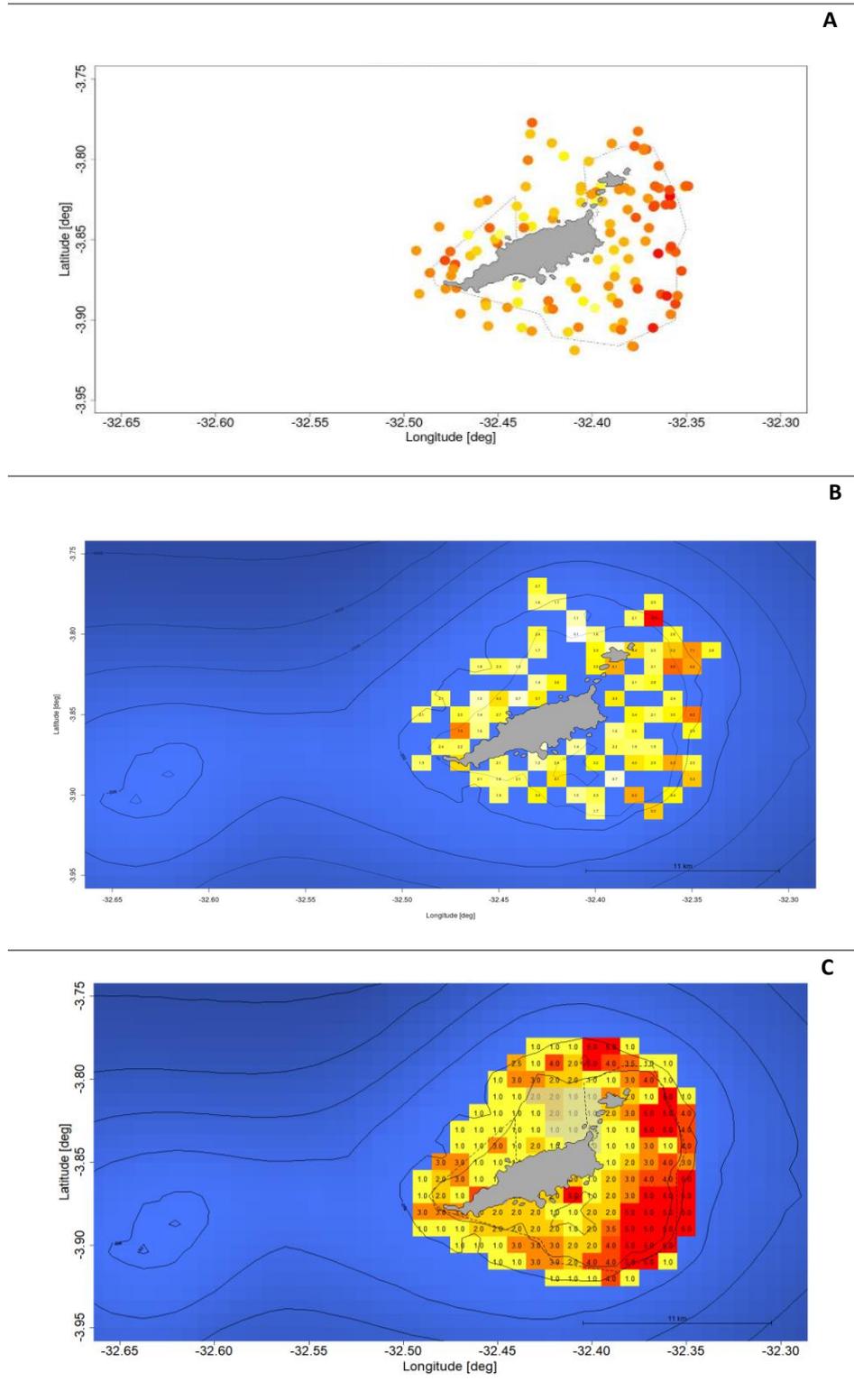
Fonte: A autora (2021).

4.1.2 Acústica marinha

As figuras a seguir resultam do processamento dos dados de acústica marinha coletados em Fernando de Noronha, que possibilitaram a criação do *proxie* para a biomassa de peixes, utilizado como alvo de conservação nesse estudo (seção 0). O gradiente de cores está relacionado ao valor do acústico correspondente, onde quanto mais quente a cor maior o índice de biomassa. A Figura 9.A representa os dados brutos, com os pontos ilustrando os locais de coleta. Já na Figura 9.B os valores acústicos registrados dentro de cada UP foram somados e são expressos pelos índices de biomassas (*log sa*) descritos dentro dos quadrantes. Após esse pré-processamento, foi possível realizar a interpolação desses dados com a finalidade de se obter uma maior representatividade dos índices de biomassa, conforme observado na Figura 9.C.

Na figura 9.C, nota-se que os índices de biomassa mais elevados se concentram ao longo de uma extensa área de quebra da plataforma continental, que vai do norte ao sudeste do arquipélago, onde se torna mais abrangente. A quebra da plataforma continental marca os limites do PARNA marinho de Fernando de Noronha (linha hachurada) e também foi definida como um alvo de conservação nesse estudo (seção 0). Já nas regiões mais próximas à costa no mar de fora, destaca-se a UP que corresponde ao ponto de mergulho conhecido como trinta-réis, para o qual se registrou um elevado índice de biomassa (=5).

Figura 9 - Representação do índice para biomassa de peixes



Fonte: A autora (2021).

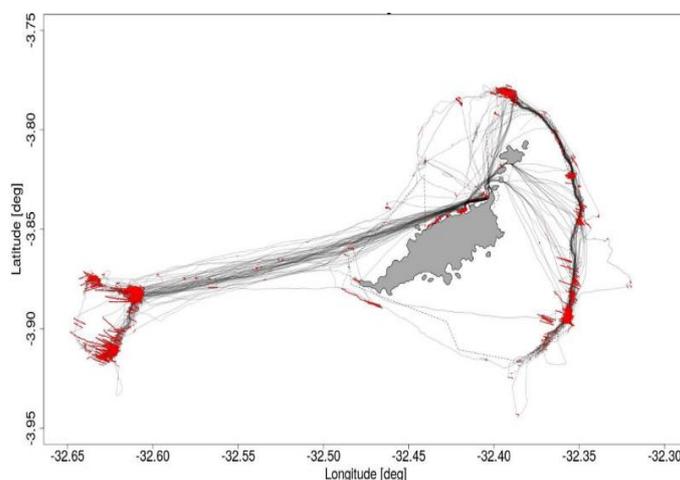
O gradiente de cores é indexado aos valores de S_A (cores mais quentes representam índices maiores de biomassa). (A) Pontos representando os dados acústicos brutos. (B) Representação quantitativa dos dados acústicos processados. (C) Representação quantitativa do proxie para a biomassa de peixes gerado pela interpolação dos dados de acústica

4.1.3 Atividade pesqueira

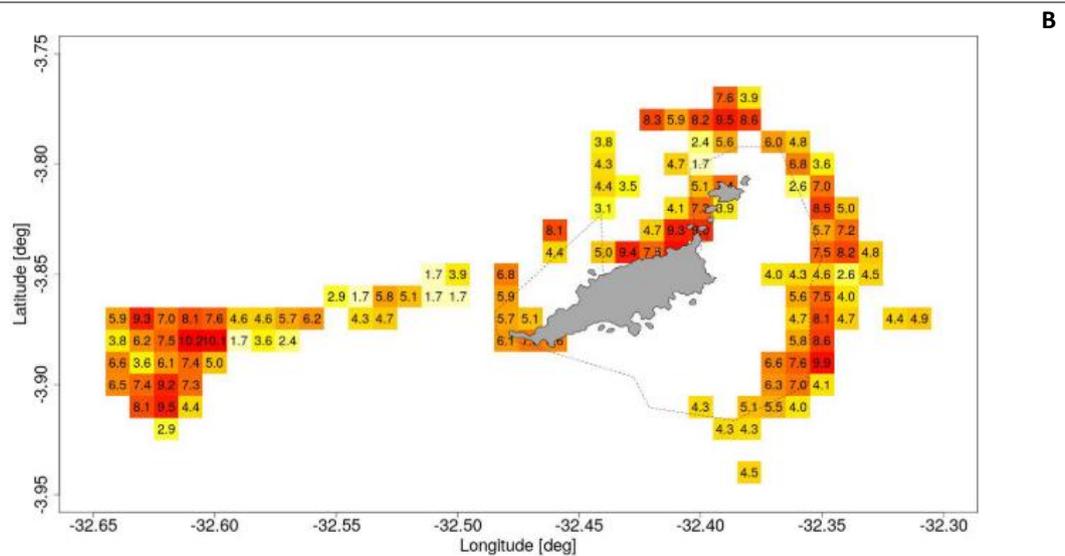
Os mapas apresentados na figura abaixo resultam da caracterização da atividade pesqueira realizada em torno de Fernando de Noronha (seção 0). A Figura 10.A apresenta a classificação dos dados de GPS das embarcações (HMM) entre as trajetórias de viagem (linhas pretas) e de pesca (linhas vermelhas). O tratamento desses dados permitiu classificar quantitativamente o estado de “pesca”, que variou entre (aproximadamente) 0 e 10 (função *FC*), segundo os valores dos índices expressos dentro das UPs na Figura 10.B.

Em ambos os mapas é possível observar a concentração das atividades de pesca na região costeira da APA de Fernando de Noronha, entre os limites norte e sudeste do PARNA marinho, ao sul da ilha principal e no banco do Drina. Outras áreas mais afastadas no mar de fora também são utilizadas para as atividades de pesca. Nesse estudo, o custo relacionado à pesca deve ser interpretado pelo ponto de vista de gestão dessa atividade. Assim, a seleção de uma UP com alto índice de pesca para a reserva implicará em um prejuízo alto para a atividade, embora possa representar uma redução da pressão sobre a biodiversidade. É importante destacar a subjetividade implícita na transformação dos dados brutos até os dados que pudessem ser lidos pela ferramenta, e que influência diretamente nas soluções das redes de reserva (LOMBARD *et al.*, 2019; POMEROY; BALDWIN; MCCONNEY, 2014).

Figura 10 - Representação do índice de pesca em Fernando de Noronha. (A) Tratamento pelo HMM para os dados de GPS, onde as linhas pretas classificam o estado de “viagem” e as linhas vermelhas, o estado de “pesca”. (B) Representação quantitativa do índice de pesca, por UP, onde o gradiente de cores é indexado aos valores de *FC*.



A

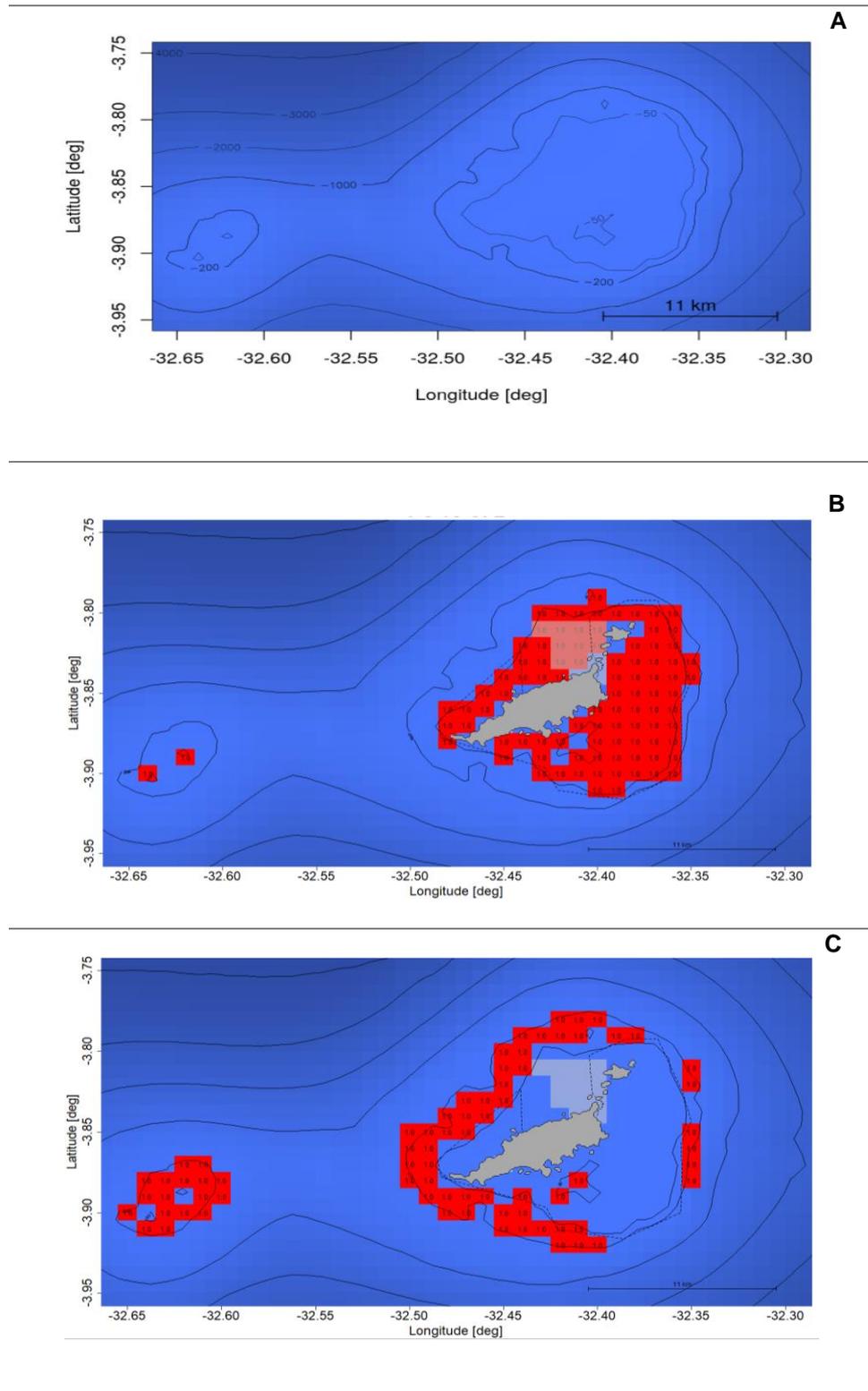


Fonte: A autora (2021).

4.1.4 Batimetria

A Figura 11 ilustra os resultados para a batimetria na área de estudo (seção 0). A Figura 11.A representa os dados ainda brutos, contendo as isolinhas que possibilitaram caracterizar dois dos alvos de conservação utilizados nesse estudo. Seguindo o critério da isóbatas identificadas, uma solução binária de algoritmo (0,1) foi aplicada para identificar se a UP pertencia ou não a plataforma continental ou a quebra da plataforma continental. Essa solução é representada nas Figura 11.B (plataforma continental) e Figura 11.C (quebra da plataforma continental). O mar de fora, lado mais exposto do arquipélago, abriga uma maior representatividade do habitat de plataforma continental, enquanto no mar de dentro, mais abrigado, observa-se a maior presença de UPs relacionadas ao habitat de quebra de plataforma. A presença dessas feições é observada também a oeste da ilha principal, na região conhecida como banco do Drina.

Figura 11 - Representação da batimetria em Fernando de Noronha



Fonte: A autora (2021).

(A) Dados brutos de batimetria coletados da plataforma GEBCO (2014), com as isolinhas em preto representando as isóbatas de 50 m, 200 m, 1000 m, 2000 m, 3000 m e 4000 m. (B) PUs selecionadas pela solução binária correspondentes à plataforma continental. (C) PUs selecionadas pela solução binária que correspondem à quebra da plataforma continental

4.1.5 Atividade de mergulho

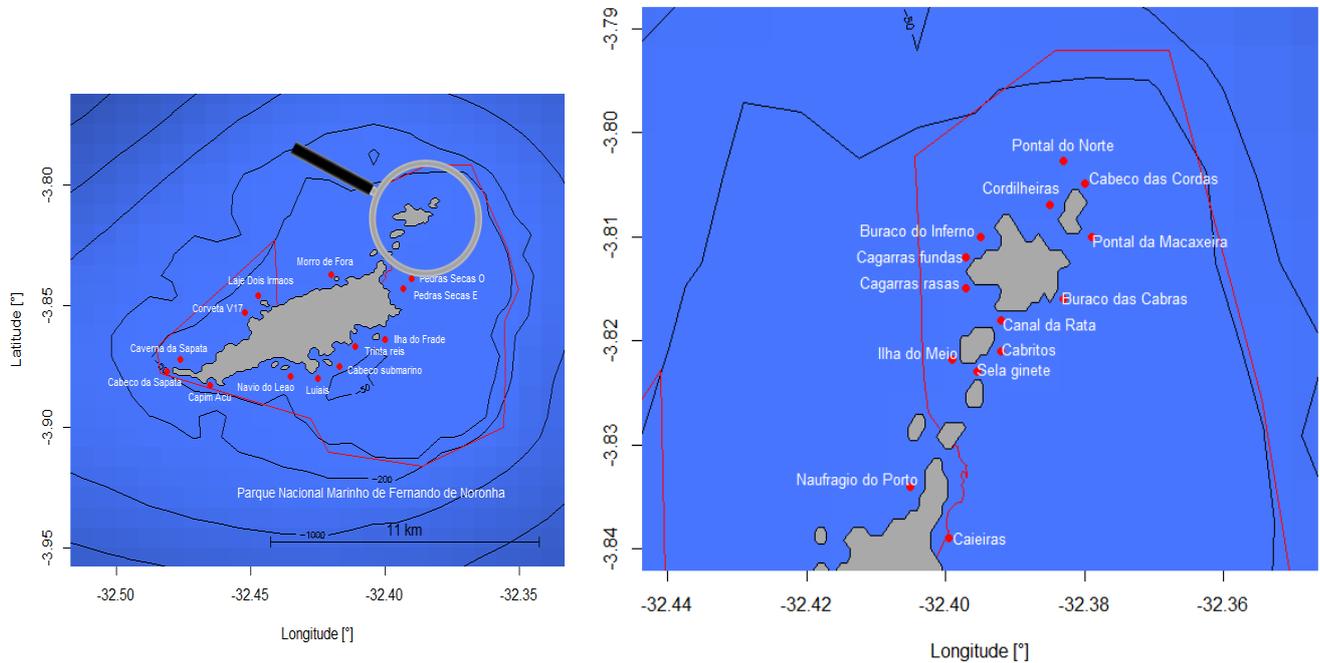
O presente estudo identificou vinte e oito (27) pontos de mergulho autônomo atualmente sendo operados em Fernando de Noronha, os quais são descritos no Quadro 1. Com a finalidade de representar a atividade de mergulho em Fernando de Noronha o mais próximo do real possível, esses pontos foram utilizados nas análises que serão realizadas ao longo desse trabalho, e sua espacialização pode ser observada na Figura 12.

Quadro 1 – Pontos de mergulho autônomo mapeados em Fernando de Noronha

Ponto de mergulho:
Naufração Corveta Ipiranga V17
Naufração Maria Stathatos (naufração do porto)
Laje Dois Irmaos
Caverna da Sapata
Cabeço da Sapata
Cabeço Submarino
Luais
Pedras Secas 1 (W)
Pedras Secas 2 (E)
Ilha do Meio
Ressureta
Cagarras Fundas
Cagarras Rasas
Pontal do Norte
Buraco das Cabras
Ilha do Frade
Capim Açú
Navio do Leão
Trinta Reis
Caieiras
Pontal da Macaxeira
Cabeço das Cordas
Cordilheiras
Morro de Fora
Sela Ginete
Buraco do Inferno
Cabritos

Fonte: A autora (2021).

Figura 12 - Locais de mergulho autônomo atualmente em operação em Fernando de Noronha



Fonte: A autora (2021).

Os mapas apresentados na Figura 13 ilustram os resultados do processamento dos dados das atividades de mergulho em Fernando de Noronha (seção 0).

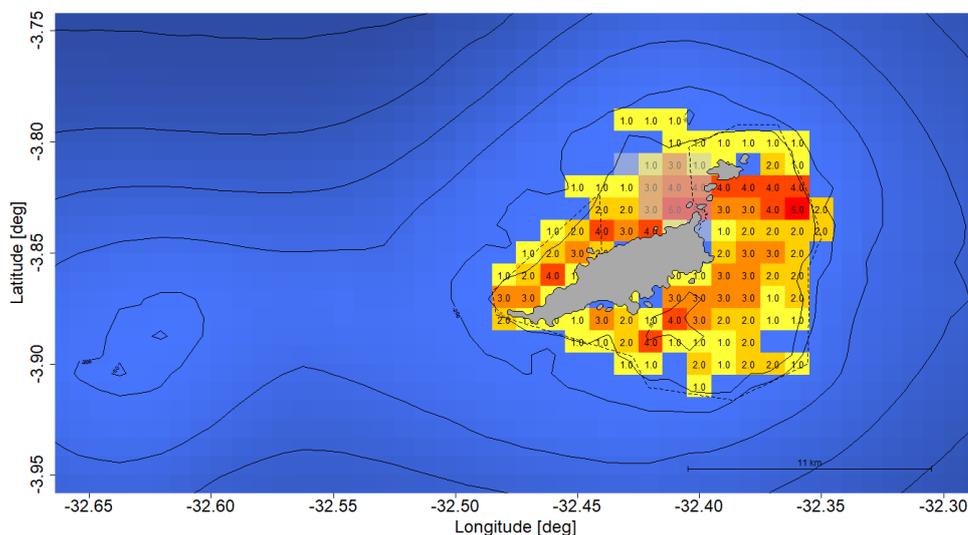
A Figura 13.A ilustra o *proxie* criado para a representatividade do mergulho, que foi definida como um dos alvos de conservação nesse estudo. Assim, quando considerado nas simulações dos cenários (seção 4.2), as reservas marinhas identificadas eram também áreas destinadas a atender aos interesses específicos do mergulho autônomo. As cores são indexadas aos valores dos índices correspondentes à cada UP, assim, quanto mais quente a cor, maior a probabilidade de a área ser escolhida para a prática do mergulho. Índices mais elevados podem ser observados na região costeira do mar de dentro, tanto na área do parque quanto na área da APA.

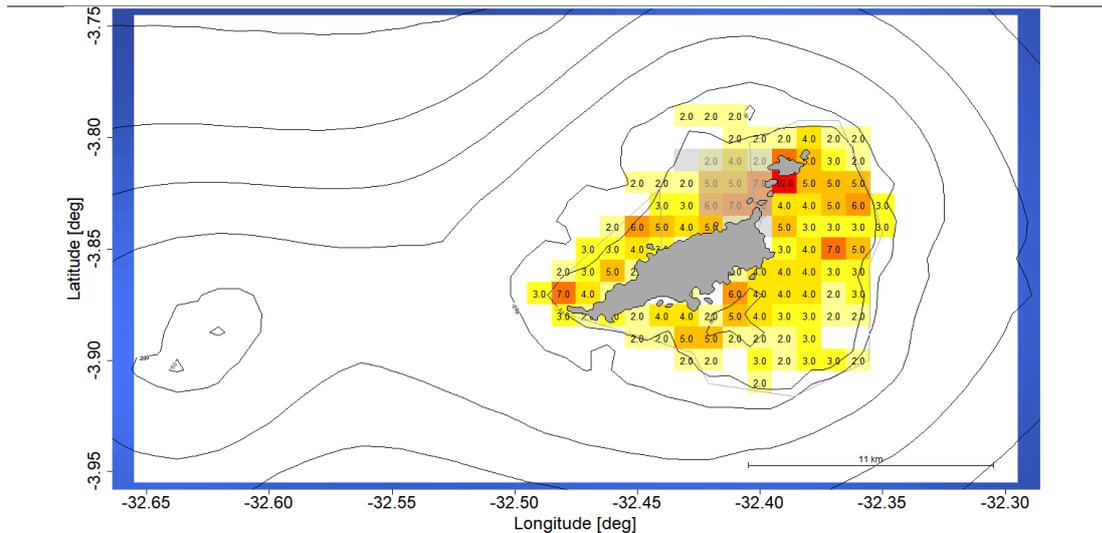
Destaca-se o potencial para as atividades de mergulho de uma extensa região no norte do arquipélago, no mar de fora. Ao compararmos essa região com a Figura 9, podemos notar sua sobreposição com UP's com índices elevados de biomassa de peixes, o que pode ter relação com a alta avaliação observada no mapa. Embora com índices menores (3 e 4), a mesma relação de biomassa e representatividade do

mergulho pode ser observada na porção central do mar de fora e nas adjacências dos pontos de mergulho do cabeço da sapata e da caverna da sapata.

Na Figura 13.B, o mergulho é representado como um custo de gestão e calculado a partir do índice de intensidade da atividade. As soluções de reserva marinha propõem a exclusão dessa prática, uma vez que se assume os impactos potenciais dessa atividade. A região localizada no norte do mar de fora se destaca pela intensidade de exploração do mergulho. A *Figura 12* nos permite observar a alta concentração de sítios de mergulho localizados nessa região, o que certamente reflete nos valores observados no presente mapa. Da mesma forma, as UPs relacionadas aos demais sítios, tanto no mar de fora quanto no mar de dentro, geralmente apresentam índices mais elevados em relação às áreas adjacentes. Como já abordado anteriormente, custos relacionados às atividades socioeconômicas devem ser pensados a partir do ponto de vista de gestão da atividade. Nesse caso, considera-se que a seleção pela reserva de áreas socioeconomicamente importantes, certamente acarretaria prejuízos à determinada atividade.

Figura 13 - Representação das atividades de mergulho em Fernando de Noronha





Fonte: A autora, (2021).

(A) Ilustração quantitativa do índice de representatividade do mergulho. O gradiente de cores varia é indexado aos valores do índice, que variam de 1 a 5. (B) Ilustração quantitativa do índice de intensidade da atividade. O gradiente de cores é indexado aos valores do índice, que variam de 1 a 5.

4.2 CENÁRIOS SIMULADOS

A seguir são apresentadas as soluções de reservas marinhas para os cenários propostos nesse estudo. A reserva é identificada pela cor verde nos mapas e ilustram as UPs que melhor representam os alvos de conservação definidos no cenário. Os quadrantes hachurados vermelhos servem para indicar os sítios de mergulho já operados, enquanto os círculos brancos ilustram a quantidade de mergulhos realizados nesses pontos, segundo abordado na seção 0. Nesse caso, o tamanho do círculo variará de acordo com a quantidade de mergulhos realizados em determinado ponto, o que ajudará a estabelecer comparações com os resultados encontrados para as soluções de reserva.

4.2.1 Cenário teste

Na

Figura 14.A, a meta de conservação dos alvos foi estabelecida 30%. A localização das UPs selecionadas pode ser interpretada pela distribuição dos alvos na área. Ao compararmos a reserva com a figura que representa o índice de biomassa de peixes (Figura 9.C), nota-se que as UPs foram selecionadas em áreas onde o índice de biodiversidade era maior do que 3. A solução também priorizou áreas representativas dos habitats de plataforma continental (mais representativo no mar de fora, o que é esperado devido ao maior tamanho dessa área) e de quebra de plataforma continental, ao redor da ilha principal. É possível observar também a seleção de uma área a leste da ilha de Fernando de Noronha, na região conhecida como banco do Drina. Essa área foi selecionada por satisfazer a representatividade dos habitats de plataforma e de quebra de plataforma continental, uma vez que as medidas acústicas não foram realizadas nessa região.

As simulações apresentadas nas

Figura 14.B e

Figura 14.C tiveram como meta garantir 30% e 50% de cobertura dos alvos, respectivamente. Como esperado, o resultado mostra o aumento da área total de reserva entre as soluções, que agora passam a se concentrar na porção sul da ilha de Fernando de Noronha, devido a ativação do parâmetro BLM. Com o incremento da meta conservativa ilustrado na figura 13.C, a seleção da reserva ocorreu preferencialmente ao longo da plataforma continental, em áreas com elevados índices de biomassa de peixes dentro do parque marinho, bem como nas áreas de quebra da plataforma.

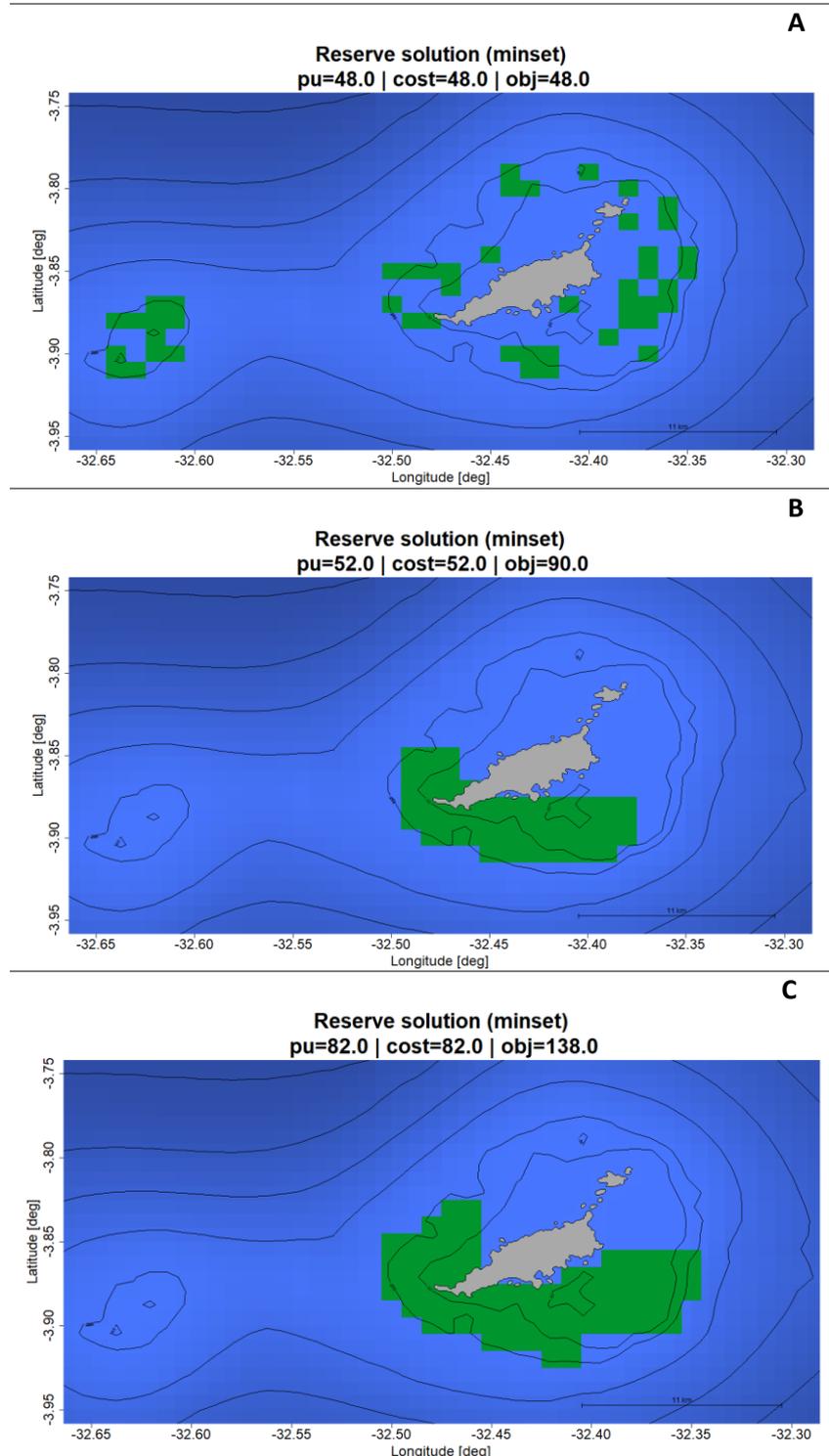
Na

Figura 14.A, BLM=0 fez com que a restrição ao comprimento do limite da reserva fosse completamente removida, o que conseqüentemente resultou em um reserva fragmentada abrangendo áreas ao redor da ilha de Fernando de Noronha e do banco do Drina. Já as simulações apresentadas nas

Figura 14.B e

Figura 14.C foram rodadas com $BLM=1$, onde notavelmente se observa o agrupamento e compactação das soluções. Uma outra observação a ser feita é em relação ao próprio desenho da reserva. A concentração de áreas representativas dos habitats de plataforma e quebra de plataforma nessa parte da ilha (Figura 11) possivelmente ocorrem para compensar a não seleção de áreas no Banco do Drina. Nesse caso, além do efeito do parâmetro BLM , a compactação da reserva pode também estar sendo influenciada pela superfície de custo, definida igual a um ($=1$) nesses cenários. Isso faz com que o algoritmo limite a exploração de UPs menos eficientes para a reserva e priorize as soluções onde os alvos de conservação estejam representados. Os valores objetivos alcançados pelas soluções foram sempre superiores aos inicialmente estabelecidos, o que parece ser um efeito direto da expansão da reserva computada.

Figura 14 – Cenário teste rodado com o objetivo de demonstrar os efeitos de diferentes parâmetros sobre o algoritmo. A reserva é representada em verde. UP= n° de UP selecionadas; cost=custo total da reserva; obj=valor da função objetivo. Alvos de conservação:abundância em biomassa de peixes e habitats de plataforma e de quebra de plataforma; Custo= Tamanho. (A) meta de conservação=30%, BLM = 0. (B): meta de conservação=30%, BLM = 1. (C) meta de conservação=50%, BLM = 1



Fonte: A autora (2021).

4.2.2 Cenário 1: O mergulho não causa distúrbios à fauna

4.2.2.1 Não há atividade de pesca

De uma forma geral, observa-se na Figura 15 que as soluções de reserva, onde se prevê a prática do mergulho, apresentam uma baixa correlação com as áreas de pontos já operados. Contudo, mesmo nas primeiras simulações já é possível observar a priorização das UPs correspondentes aos pontos de mergulho Laje Dois Irmãos, Pontal do Norte e Pedras Secas. Nota-se também que as reservas de mergulho correspondentes às metas de conservação mais ambiciosas abrangem a quase totalidade do parque marinho.

A priorização de UPs na região do banco do Drina pode ter sido influenciada pelo valor atribuído à superfície de custo (=1). Ao atribuir o mesmo custo à reserva, o algoritmo buscará por UPs que possam satisfazer às metas de cobertura dos alvos, sem nenhuma diferença de peso entre elas. No caso do Drina, a representatividade se deu pelos (alvos) habitats de plataforma e de quebra de plataforma.

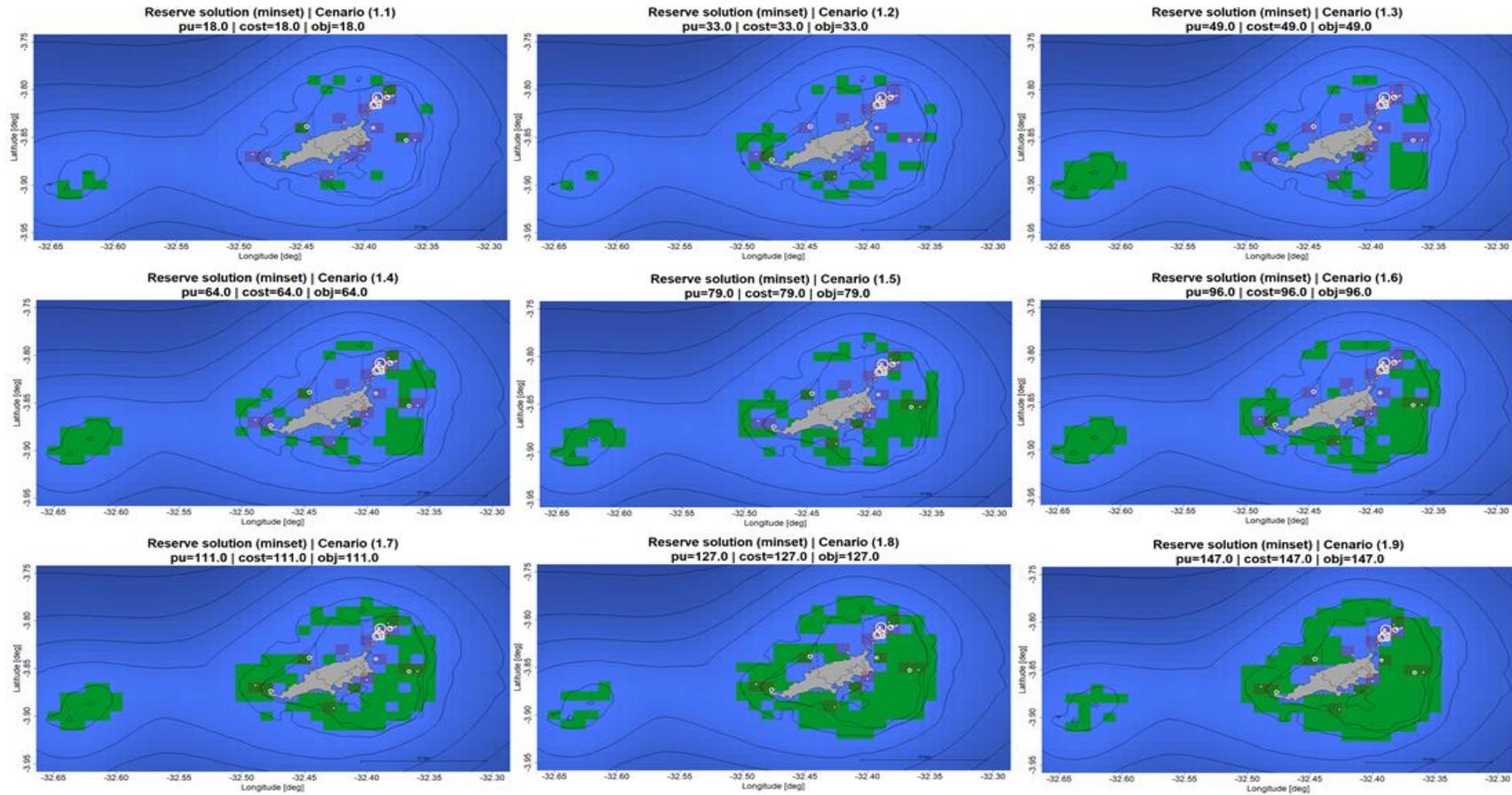
O aglomerado de círculos brancos na parte norte do mar de dentro corresponde a uma área representativa para o mergulho em Fernando de Noronha, incluindo pontos bastante explorados como as Cagarras, Ressureta, Ilha do Meio, Buraco do Inferno, Buraco das Cabras e Canal da Rata. Considerando que o objetivo desse cenário é identificar reservas onde a prática do mergulho está prevista, esperava-se que essa região fosse priorizada na solução, uma vez que o mergulho já ali ocorre, o que não aconteceu.

Destaca-se também a seleção de áreas pela reserva fora dos limites do parque marinho. Algumas dessas áreas atingem as isóbatas de 200m, o que não é adequado para a prática do mergulho recreacional tal como acontece em Noronha (LUIZ JR, 2009). Apesar disso, a seleção dessas áreas pode ser interpretada como a busca pela representatividade dos alvos pelo algoritmo

Outras reservas que também merecem atenção são aquelas priorizadas no mar de fora, a leste da ilha Rasa e na porção centro-sul da ilha principal. Assim, considerando os cuidados necessários à interpretação dos dados, a solução de reserva apresentada

permite inferir sobre algumas áreas com potencial para o desenvolvimento de atividades de mergulho.

Figura 15 – Identificação de áreas ótimas de mergulho (em verde), sem a influência das atividades de pesca



Fonte: A autora, (2021).

Os mapas ilustram a análise de sensibilidade realizada com as metas de conservação, que avançam progressivamente para objetivos mais ambiciosos (de 10% a 90%). *UP= nº de UP selecionadas; cost=custo total da reserva; obj=valor da função objetivo*. Alvos de conservação: abundância em biomassa e habitats de plataforma e de quebra de plataforma, Custo: Tamanho; BLM = 0; *Locked in*: baía dos golfinhos; *Locked out*: território emerso e região portuária

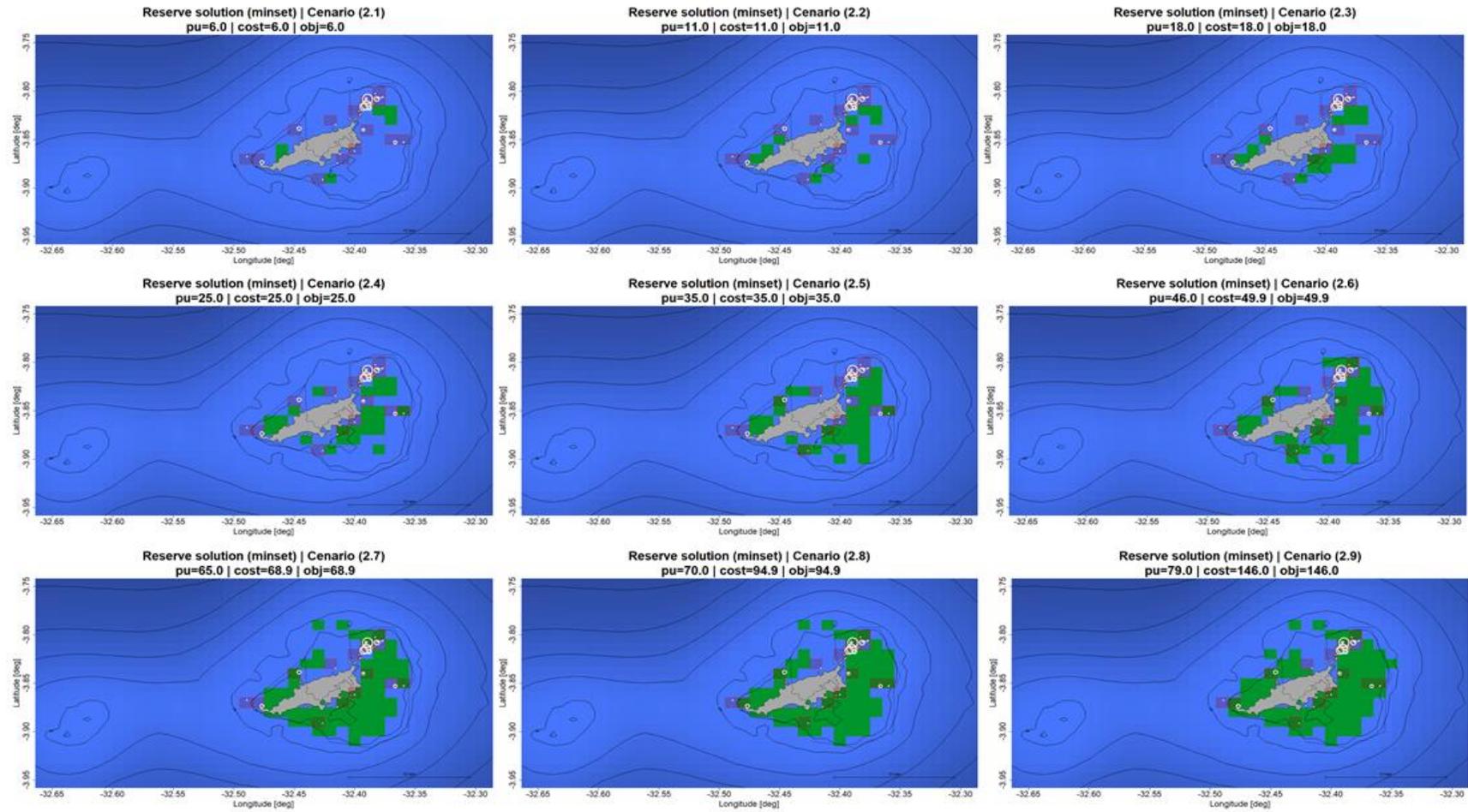
4.2.2.2 Há atividade de pesca

Quando a atividade de pesca foi definida com um custo no problema de planejamento (Figura 16), a solução de reserva, notavelmente, passou a priorizar áreas da plataforma continental do arquipélago, evitando assim as áreas com alta concentração de atividades de pesca, como observado na Figura 10. Assim como no cenário 5.1.2.1, as soluções também indicam o interesse por áreas na parte norte e central do mar de fora. Também é possível notar que a área de quebra de plataforma, a sudeste do mar de fora, foi quase sempre evitada nas soluções. Quando o planejamento passa a requerer maior cobertura das áreas de interesse para a prática do mergulho, a sobreposição da reserva com áreas de pesca se torna inevitável. Essa situação pode ser observada nas soluções com metas superiores a 70%, quando a solução intercepta áreas utilizadas pelas atividades de pesca na quebra de plataforma, próxima dos sítios do cabeço da sapata e da caverna da sapata.

As soluções de reserva encontradas com metas de cobertura mais ambiciosas (70%) abrangeram a quase totalidade do parque marinho, com exceção de algumas regiões com índices de atividades de pesca significativos. Isso pode indicar a importância do desenho do parque marinho para a atividade de mergulho.

Também se destaca nessas simulações a priorização de áreas localizadas na APA-FN. Dado o objetivo desse cenário, poderia se dizer que essa área também atende aos interesses do mergulho.

Figura 16 - Cenário 4.1



Fonte: A autora, (2021).

Custo=1+Fs, BLM=0, Alvos de Conservação=3, (40%, 40%,40%). - Identificação de áreas ótimas de mergulho (em verde), com a influência das atividades de pesca. Os mapas ilustram a análise de sensibilidade realizada com as metas de conservação, que avançam progressivamente para objetivos mais ambiciosos (de 10% a 90%). UP= nº de UP selecionadas; cost=custo total da reserva; obj=valor da função objetivo. Alvos de conservação: índice de representatividade do mergulho; Custo: Atividade de pesca; BLM = 0; Locked in: baía dos golfinhos; Locked out: território emerso e região portuária.

4.2.3 Cenário 2: O mergulho causa distúrbios à fauna

No cenário onde a reserva se destina à exclusão das atividades de mergulho (Figura 17), é possível observar já nas simulações mais discretas (<40%) a priorização de três áreas de reservas, que aparecem sequencialmente na parte sul do mar de fora (metas >10%), na região do banco do Drina (metas > 30%) e ao norte do mar de dentro (metas > 40%). As reservas identificadas ao sul do mar de fora e ao norte do mar de dentro aumentam de tamanho conforme as metas de conservação dos alvos também aumentam, até se interceptarem nas simulações com maiores objetivos de conservação dos alvos (>70%).

Embora a região do banco do Drina não apresente condições favoráveis para o mergulho, a seleção dessa área ocorre por satisfazer às condições dos habitats de plataforma continental e de quebra de plataforma continental.

A solução obtida com a meta conservativa de 40% representa o limite onde as reservas não se sobreporiam aos pontos de mergulho já operados, ou até onde não seriam registrados conflitos entre esses dois objetivos de planejamento.

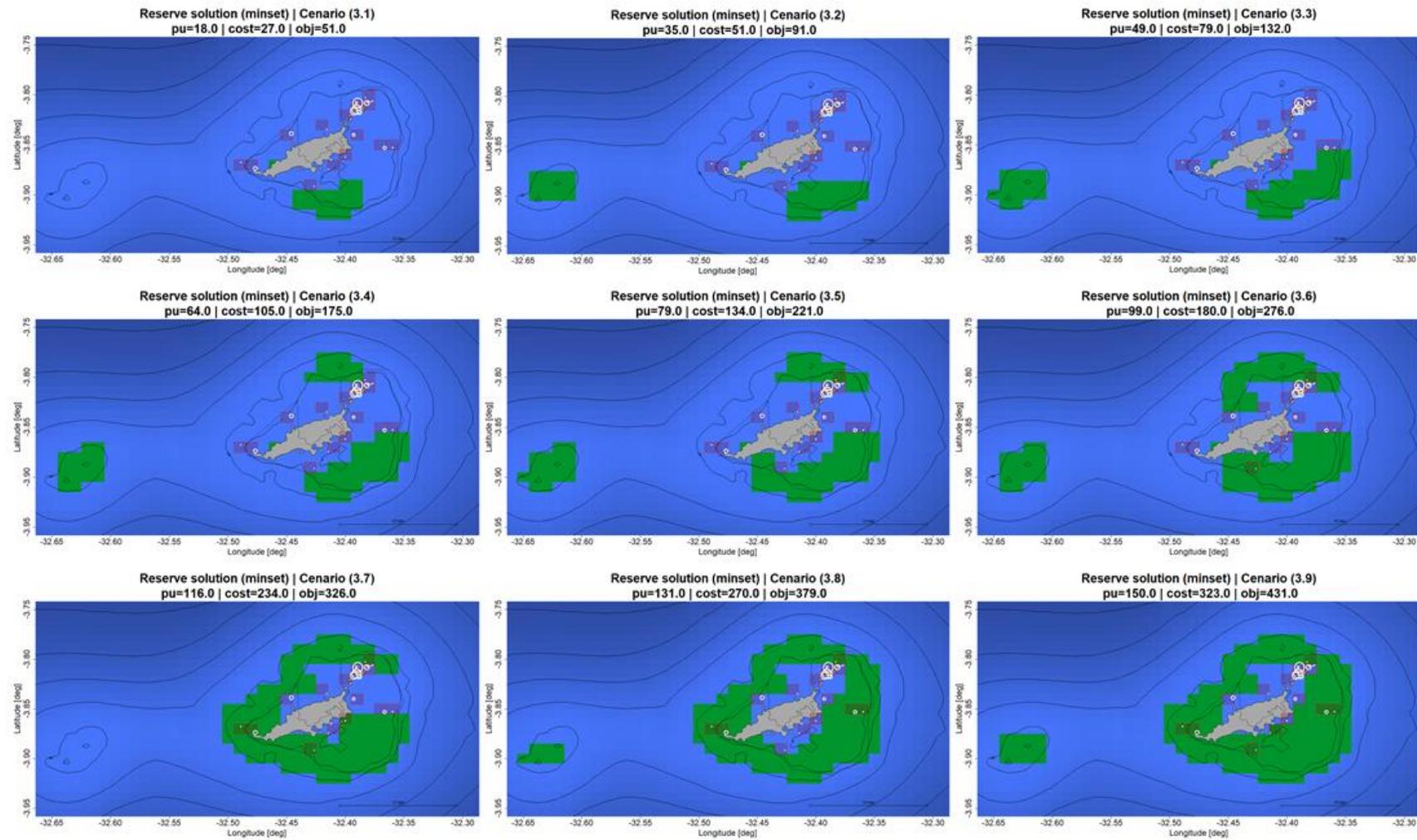
Independentemente das metas de conservação determinadas nesse cenário, foram excluídas da reserva algumas áreas coincidentes com sítios de mergulho que registram um razoável nível de exploração, sendo: no mar de dentro, a laje dois irmãos, morro de fora, ilha do meio, ressurreta canal da rata, cagarras, buraco do inferno, cabeça das cordas, cordilheiras, macaxeira, e no mar de fora, buraco das cabras e caieiras. Em contrapartida, dependendo dos níveis de conservação a serem adotados a reserva interceptará os sítios pontal do norte, pedras secas (E, W), cabeça submarino, lúiais e cabeça da sapata e caverna da sapata.

Mesmo com a solução mais conservativa (90%), a prática do mergulho continuou sendo “permitida” nas áreas mais próximas à costa. Isso decorre como uma forma de se evitar conflitos entre a reserva e as áreas onde a prática do mergulho pode ser mais intensa (Figura 13.B), uma vez que essa última foi definida custo para se atingir o

objetivo estabelecido nesse cenário. Com isso, podemos observar que a escolha de áreas onde a prática do mergulho deva ser excluída dependerá dos objetivos do planejamento.

As soluções de reserva também podem ser ponderadas em relação aos cenários anteriores. Nos cenários destinados à identificação de áreas ótimas para o mergulho (seção 3.3.2), nota-se nas simulações com objetivos inferiores a 50% (ainda que bastante fragmentadas ao longo da área), o adensamento de algumas UPs selecionadas nas partes norte e central do mar de fora, na parte sul do mar de dentro e na região do banco do Drina, esse último para o cenário onde não há atividade de pesca. Já no cenário destinado à exclusão do mergulho, as reservas são selecionadas preferencialmente ao sul do mar de fora, ao norte do mar de dentro e no banco do Drina. Com o incremento das metas, essa solução passa abranger um tamanho cada vez maior, até interligarem redes de reserva até então desconectadas. Comparando as soluções em ambos os cenários, nota-se que com metas intermediárias de conservação dos alvos a sobreposição entre esses dois usos (conservação e mergulho) poderia ser evitada até certo nível. A mesma análise não é válida para o banco do Drina. Embora o mergulho não ocorra nessa área, é interessante notar que sua inclusão na reserva de ambos os cenários ocorre devido a representatividade dos habitats de plataforma continental e de quebra de plataforma continental. Isso demonstra a eficiência da ferramenta em atender os objetivos estipulados pelo planejamento.

Figura 17 - Identificação de áreas ótimas para a conservação (em verde), onde propõe-se a exclusão do mergulho.



Fonte: A autora, (2021).

Os mapas ilustram a análise de sensibilidade realizada com as metas de conservação, que avançam progressivamente para objetivos mais ambiciosos (de 10% a 90%). UP= nº de UP selecionadas; cost=custo total da reserva; obj=valor da função objetivo. Alvos de conservação: abundância em biomassa e habitats de plataforma e de quebra de plataforma, Custo: índice de intensidade das atividades de mergulho; BLM = 1; *Locked in*: baía dos golfinhos; *Locked out*: território emerso e região portuária.

5 DISCUSSÃO

A discussão apresentada a seguir é baseada apenas nos dados disponíveis, e teve como objetivo oferecer um ponto de partida para se compreender a aplicabilidade do *prioritizr* nos estudos de planejamento espacial marinho. Esse estudo não teve a pretensão de esgotar a infinidade de outros cenários, alvos e custos de conservação e diferentes configurações de reserva que poderiam ser criados, ou mesmo outras possibilidades de planejamento que incidam sobre a área. Por sua vez, a definição desses cenários permitiu avaliar diferentes configurações de reservas marinhas, por meio de análises de sensibilidade aplicadas aos parâmetros da FSD.

5.1 CENÁRIOS SIMULADOS

5.1.1 Cenário teste

O cenário teste oferece uma compreensão prévia do funcionamento da ferramenta, oferecendo uma base para a discussão dos cenários de gestão. Inicialmente, foi possível verificar o resultado da escolha de diferentes metas de conservação dos alvos sobre a solução de reserva.

O primeiro cenário representado pela

Figura 14.A teve como objetivo garantir, minimamente, 30% dos alvos de conservação na reserva. Assim, é possível interpretar que as UPs computadas são aquelas mais eficientes em cumprir os objetivos estabelecidos para o cenário. A priorização de UPs ao redor da ilha de Fernando de Noronha pode ser explicada pelo fato de os três alvos de conservação estarem distribuídos ao longo dessa área. A ausência do fator de penalidade do perímetro (BLM) permitiu com que a reserva buscasse outras áreas representativas dos alvos de conservação. Com isso, algumas áreas no banco do Drina foram selecionadas por satisfazerem a representatividade dos habitats de plataforma continental e de quebra de plataforma, uma vez que as medidas acústicas não tenham sido registradas nessa área.

Embora os dois primeiros cenários tenham a mesma meta de proteger 30% de cada alvo, é possível observar o aumento do custo da reserva apresentada em B, em relação à reserva de A (de 48 para 52). Esse aumento pode ser atribuído ao valor de BLM (=1), visto que é o único parâmetro que se diferenciou entre as duas simulações. Já a

Figura 14.C ilustra como seria a reserva, caso essa meta fosse aumentada para 50%. Como esperado, uma área maior passa a ser incorporada à solução, como forma de garantir o objetivo de conservação estipulado nesse cenário. Também é possível notar que a solução coincide em grande parte com os limites do parque marinho, o que pode ser um indicativo da importância do desenho da unidade para a representação dos alvos escolhidos.

Como abordado na seção 3.3, o parâmetro BLM é usado para determinar quanta importância será atribuída a minimização do comprimento limite da reserva. A observação direta de seus efeitos pode ser feita atribuindo inicialmente o valor 0 ao parâmetro, aumentando-o gradativamente até que se chegue a um resultado adequado aos objetivos do planejamento (ARDRON; POSSINGHAM; KLEIN, C. J., 2010). Como observamos, na solução encontrada na

Figura 14.A o parâmetro $BLM=0$ resultou em um reserva fragmentada, uma vez nenhuma ênfase foi dada a minimização desse comprimento limite. A seleção das áreas se deu ao redor da ilha de Fernando de Noronha, onde os três alvos de conservação podem ser encontrados, e no banco do Drina, apesar do alvo de biomassa acústica de peixes não ser representado nessa área.

Com o incremento do valor de BLM uma penalidade direta passa a ser aplicada à função objetiva do algoritmo proporcional ao comprimento do limite da reserva, onde o fator de proporcionalidade é igual ao valor de BLM. Com isso, a ativação de BLM forçará os solucionadores de otimização a priorizar soluções com UPs agregadas, ao invés daquelas fragmentadas. Isso se dá porque UPs agregadas compartilham um limite, o que conseqüentemente implica na remoção desse limite comum no cálculo do perímetro total. O notável efeito de BLM é observado nas

Figura 14.B e C com a minimização da fragmentação das soluções de reserva. A produção de reservas mais compactas pode ser desejável no caso de áreas marinhas por questões pragmáticas. Ao contrário do que foi observado na figura A, as reservas se concentram ao sul da ilha de Fernando de Noronha deixando de selecionar UPs na região do banco do Drina, o que pode ser interpretado como uma forma do algoritmo reduzir o comprimento limite da reserva.

Adicionalmente aos efeitos de compactação da reserva, a atribuição de um custo uniforme (=1) faz com que o algoritmo limite a exploração de UPs, sobretudo daquelas que possam ser irrelevantes aos objetivos do exercício de planejamento. Isso faz com que o algoritmo minimize o número de UPs selecionados, levando a soluções com uma menor área de reserva, uma vez que as UPs são homogêneas na área (BRUNEL; BERTRAND, Sophie, [s.d.]). Em um processo de planejamento o tipo de custo adotado refletirá diretamente sobre a solução final de reserva (DUARTE DE PAULA COSTA *et al.*, 2018; FLOWER *et al.*, 2020), assim é importante que sua definição seja feita de forma transparente e entendível às partes interessadas no planejamento. Contudo, a escolha por um custo uniforme nos cenários apresentados deve ser vista como uma primeira aproximação e como uma maneira de melhor ilustrar a influência do parâmetro BLM.

A superestimação dos valores objetivos observada nos três cenários pode estar relacionada com a expansão da reserva por áreas de elevado valor de conservação. Por exemplo, as soluções apresentadas nas imagens B e C se estendem por áreas de plataforma continental e de quebra de plataforma, que também registraram altos valores de biomassa acústica. Com isso, os alvos de conservação acabam se sobrerrepresentando em uma mesma UP, levando aos altos valores objetivos computados pelas reservas.

5.1.2 O mergulho não causa distúrbios à fauna

5.1.2.1 Não há atividade de pesca

A interceptação dos pontos de Laje Dois Irmãos, Pontal do Norte e Pedras Secas (Figura 15) indicam que os parâmetros aplicados nesse exercício responderam bem às

particularidades dessas áreas. Isso pode ser explicado ao se comparar as soluções obtidas com a Figura 9.C, onde se observa índices significativos de abundância de peixes em ambas as áreas.

Dessa forma, a constante escolha dessas áreas pelo algoritmo ressalta sua importância para a reserva marinha, sendo que nesse caso o mergulho também seria beneficiado. Outro ponto a ser observado nas soluções é que a baixa correlação das soluções de reserva com os locais onde o mergulho é operado, mostraram que tanto os dados quanto os parâmetros escolhidos nesse cenário não seriam os mais adequados, caso o objetivo do planejamento fosse a caracterização dessa atividade.

Embora o norte do mar de dentro concentre os pontos de mergulho mais explorados de Fernando de Noronha, essa área não foi priorizada pela reserva. Uma possível explicação para isso é de que o habitat de quebra de plataforma continental não pode ser representado nessa área, o que levou o algoritmo a buscar por outras áreas mais eficientes na representação dos alvos de conservação.

A região do banco do Drina foi priorizada em todas as soluções de reserva. Embora o mergulho não seja praticado nessa área, essa seleção ocorreu por satisfazer as condições dos alvos de plataforma continental e de quebra de plataforma

Figura 11.B e Figura 11.C). Para isso, o parâmetro $BLM=0$ permitiu com que o algoritmo explorasse sem restrições ao comprimento limite final da reserva todas as possíveis UPs que pudessem atender às metas de planejamento determinadas. Da mesma forma, a superfície de custo de valor uniforme ($=1$), garantiu com que todas as UPs tivessem o mesmo peso para a seleção da reserva pelo algoritmo.

As metas de cobertura superiores à 40% resultaram em reservas que abrangem grandes extensões do mar de fora, interceptando também áreas de mergulho já operadas. Como já discutido no capítulo 5.1.1, a expansão da rede de reserva é um efeito direto do algoritmo na busca por cumprir o compromisso entre a representatividade requerida para os alvos de conservação e os custos do planejamento. Um dos objetivos do PEM é fornecer uma abordagem estratégica e integrada de gestão marinha que possibilite gerir potenciais ou existentes conflitos de uso, através de negociações multilaterais (EHLER, 2018; ZAUCHA; GEE, Kira, 2019). A incorporação dos fatores socioeconômicos ao processo poderá garantir não apenas os benefícios sociais da conservação, mas também gerar apoio entre os diferentes atores interessados no planejamento (FLOWER *et al.*, 2020; JOHNSON, Ayana Elizabeth *et al.*, 2020). A destinação de extensas áreas de reserva à uma única atividade deve então ser precedida por análises sistemáticas, que permitam avaliar o impacto de sua criação em relação aos demais usos existentes no espaço. Nesse sentido, a análise prévia de medidas de gestão, como as que são oferecidas nesse cenário, permite aos usuários avaliar o efeito de diferentes configurações espaciais da reserva sobre a exploração dos espaços marinhos e decidir entre opções políticas alternativas.

As soluções de reserva com frequência selecionam áreas superiores à 50 m, podendo chegar aos 200 m, o que indica a importância das áreas de plataforma e quebra de plataforma continental para os objetivos de conservação. A importância de incluir habitats de plataforma continental e de quebra de plataforma continental em estratégias de planejamento também já foi observada nos estudos de Eduardo *et al.* (2018), Ban *et al.* (2013) e Costa, 2019. Contudo, essas áreas possivelmente não atenderiam aos objetos do mergulho recreativo característico em Fernando de Noronha, já que esse ocorre em profundidades inferiores a essas (LUIZ JR, 2009). A escolha dessas áreas então pode ser explicada por satisfazer a representatividades dos alvos de conservação, o que demonstra a eficiência do algoritmo em atender aos

objetivos do planejamento. Apesar da fragmentação da reserva, já nas primeiras simulações é possível notar a priorização de áreas no mar de fora, a leste da ilha Rasa e na porção centro-sul da ilha, e no mar de dentro, áreas adjacentes à ilha de Fernando de Noronha, inclusive dentro da APA. Essa priorização pode ser um indicativo de representatividade da fauna de interesse para o mergulho, visto que no mar de fora as soluções encontradas se localizavam bem próxima, quando não sobreposta a pontos onde a atividade já é desenvolvida. Os pontos localizados no mar de dentro são os mais procurados pelos mergulhadores, tanto pelas condições logísticas de proximidade do porto, quanto pelo abrigo oferecido às condições oceanográficas mais intensas que perduram na maior parte do ano no mar de fora (LUIZ JR, 2009). Como isso, é possível inferir que o mar de dentro concentraria o maior potencial para o desenvolvimento do mergulho, não apenas dentro do parque marinho, mas também nas áreas identificadas dentro da APA.

Apesar dos cuidados necessários à interpretação dos dados, as soluções de reserva apresentadas permitem identificar algumas áreas com potencial para o desenvolvimento de atividades de mergulho, logicamente, considerando apenas os dados e parâmetros utilizados nesse cenário.

5.1.2.2 Há a atividade de pesca

A solução de reserva resultante da meta de proteção de 40% (Figura 16) identificou três áreas com potencial para as atividades de mergulho, muito próximas aquelas sugeridas no cenário anterior, sendo a primeira no mar de dentro, adjacente à ilha principal, e as outras duas no mar de fora, a leste da ilha Rasa e no centro-sul da ilha. A primeira observação a ser feita é que a priorização dessas áreas está relacionada aos índices de biomassa registrados nessas UPs. Nota-se também que até essa meta de cobertura a seleção da reserva se dá preferencialmente ao longo da plataforma continental, evitando as áreas utilizadas pelas atividades de pesca localizadas ao longo da quebra da plataforma de Fernando de Noronha, nos limites do PARNAMAR (COSTA, T. B. A., 2019). Como a pesca foi utilizada como superfície de custo nessas simulações, o algoritmo tenderá a evitar as áreas onde essa atividade é mais intensa com o objetivo de diminuir o custo da reserva. Contudo, a partir dessa meta alguns conflitos entre as áreas de interesse para o mergulho e as atividades de pesca também passam a ser observados. Essa “disputa” de interesses se torna ainda mais evidente com as metas de conservação superiores a 70%, nas áreas localizadas ao norte do mar de dentro e ao sul da ilha de Fernando de Noronha, nos limites do PARNAMAR. A seleção de áreas conflitantes se dá em razão da necessidade do algoritmo em cumprir metas de conservação mais ambiciosas do alvo.

A priorização de áreas nas porções norte e central do mar de fora, identificada já nas soluções menos ambiciosas, pode ser explicada pelo seu potencial interesse para as atividades de mergulho.

Novamente se observa a seleção de áreas em profundidades superiores aos 50 m, podendo chegar aos 200m, o que certamente não é interessante para o mergulho autônomo recreativo. Assim como no cenário anterior, a escolha dessas áreas ocorre pela representatividade dos alvos de conservação nessas áreas. As simulações rodadas nesse cenário também mostram o interesse da reserva por áreas dentro da APA. Isso permite inferir que, eventuais planejamentos futuros que busquem identificar novos pontos de mergulho poderão também considerar áreas dentro da APA, e não apenas no parque marinho, conforme vem sendo proposto por (MMA, 2019).

A área de quebra da plataforma a sudeste do mar de fora foi quase sempre evitada nas soluções, o que pode ser atribuído ao seu baixo potencial para a prática do mergulho e à uma tentativa de se evitar a sobreposição da reserva com áreas de elevada concentração de atividades de pesca. A seleção dessas UPs só aconteceu quando o planejamento passou a exigir metas de cobertura dos alvos mais ambiciosas (>60%). Essas simulações permitem-nos fazer duas observações. A primeira é que, em um verdadeiro processo de planejamento, a sobreposição de interesses pela utilização de uma área ou um recurso em comum poderia gerar conflitos entre os usuários interessados. Outra observação a se fazer é que, esses conflitos podem ser resolvidos com compensações que devem ser acordadas entre as partes envolvidas (por exemplo, entre os setores de mergulho e de pesca) através de negociações (FLOWER *et al.*, 2020; LOMBARD *et al.*, 2019). Nesse estudo, isso pode ser interpretado pelo fato de que a reserva de áreas de interesse para a prática do mergulho evitou ao máximo a seleção de áreas já utilizadas pela pesca, mas quando essa sobreposição se tornou inevitável (com metas de conservação maiores), as soluções priorizaram as áreas que afetariam menos os pescadores.

Esse cenário permitiu ilustrar a influência que o custo exerce sobre a solução de reserva. Custos de origem socioeconômica devem ser pensados pelo ponto de vista de gestão da atividade, onde a seleção de áreas socioeconomicamente importantes pela reserva implicaria em maiores prejuízos àquela atividade. Por esse motivo as estruturas do planejamento devem ser definidas de forma transparente e compreensível, permitindo aos atores interessados realizar uma análise crítica dos resultados identificados. Novamente é importante destacar que essa discussão se baseou nos dados disponíveis, e não tem o objetivo de esgotar a infinidade de outras possibilidades de planejamento que possam incidir sobre a área. O proxy de representatividade da atividade mergulho utilizado nesse cenário foi gerado especificamente para contribuir com o desenvolvimento desse trabalho, não necessariamente representando o que poderia ser observado *in situ*. Embora a utilização de proxies seja recomendada na ausência de dados essenciais ao planejamento (GANDRA; BONETTI; SCHERER, 2018), sua interpretação deve ser feita sempre adotando o máximo de cautela.

5.1.3 O mergulho causa distúrbios à fauna

As soluções nesse cenário identificam os conflitos entre a reserva de conservação e áreas com potencial de exploração pelas atividades de mergulho (Figura 17).

Uma das respostas mais imediatas observada foi a priorização de três áreas de reservas escolhidas (sequencialmente) na parte sul do mar de fora, na região do banco do Drina e ao norte do mar de dentro. A escolha dessas áreas pode ser interpretada através da busca do algoritmo em representar os alvos de conservação dentro da reserva marinha, enquanto minimiza os conflitos com a atividades de mergulho. As áreas selecionadas ao sul do mar de fora e ao norte do mar de dentro coincidem com regiões onde foram observados altos índices de biomassa, e os habitats de quebra de plataforma continental e de quebra de plataforma continental são representados nas três reservas. A escolha de unidades com alto valor de representatividade dos alvos de conservação mostra a eficiência do algoritmo em cumprir os objetivos do planejamento. No entanto, a meta conservativa de 40% representa o limite onde a criação de reservas marinhas não entraria em conflito com a atividade de mergulho, pois a partir desse limite as soluções passam a interceptar sítios já operados para essa prática.

Em todas as soluções é possível observar a seleção de áreas de reserva que se estendem para além dos limites do parque marinho, e incluem áreas da quebra da plataforma e no banco do Drina. A preferência das áreas no entorno da ilha de Fernando de Noronha pode ser explicada pelos índices de biomassa registrados pela acústica. Já no banco do Drina, a seleção pela reserva se dá pela representatividade dos alvos plataforma continental e quebra de plataforma.

A porção sul do mar de dentro só foi selecionada a partir de metas intermediárias, parecendo indicar uma menor importância dessa área para atender o objetivo desse cenário, que foi o de identificar áreas onde o mergulho deve ser excluído.

Nota-se que algumas áreas coincidentes com sítios de mergulhos operados (morro de fora, ilha do meio, canal da rata, buraco das cabras, cagarras, buraco do inferno, cabeça das cordas, cordilheiras, macaxeira e caieiras) não foram incorporadas às soluções de reservas, independentemente das metas de conservação estabelecidas. Em um cenário real de planejamento poderíamos interpretar essas áreas como sendo

prioritárias para a prática do mergulho, sendo que sua inclusão pela reserva implicaria em custos muito altos à essa atividade. Em compensação, os sítios de mergulho do pontal do norte, pedras secas (E, W), cabeço submarino, lúiais e cabeço da sapata e caverna da sapata poderiam ser negociados no planejamento de novas reservas, a depender dos níveis de conservação adotados. Equilibrar o desenvolvimento entre os diferentes usos é particularmente crítico para os ecossistemas oceânicos, principalmente considerando as atuais projeções de aumento da demanda pela utilização desses espaços e de seus recursos (FLOWER *et al.*, 2020; SCHMIEDEL; LAMP, 2012). Por isso, a adoção de uma estrutura analítica que permita avaliar eventuais compensações entre perdas e ganhos em diferentes cenários de planejamento pode ajudar a equilibrar melhor os diversos objetivos do PEM (LOMBARD *et al.*, 2019).

As soluções encontradas se diferenciam entre os cenários simulados anteriormente. Enquanto nos cenários destinados à identificação de áreas ótimas para o mergulho (cenários 1 e 2) as reservas são priorizadas nas partes norte e central do mar de fora, na parte sul do mar de dentro e na região do banco do Drina (esse último no cenário que exclui a influência da pesca), no presente cenário a seleção ocorre preferencialmente ao sul do mar de fora, ao norte do mar de dentro e no banco do Drina. Essa diferença certamente pode ser atribuída aos diferentes objetivos estabelecidos nos cenários, onde as soluções encontradas refletem a resposta do algoritmo na priorização de áreas mais eficientes em representar os alvos de conservação estabelecidos nos cenários.

As redes de reserva discutidas nos permitiram identificar áreas de onde a atividade de mergulho deveria ser excluída, caso fosse esse o objetivo do planejamento. É importante retomar que essas discussões tiveram como base apenas os dados utilizados, e não representam nenhum tipo de conclusão sobre o fechamento dessas áreas. Decisões nesse sentido devem ser feitas no escopo de um planejamento oficial, que envolva a participação dos *stakeholders*. Contudo, a simulação de cenários espacialmente explícitos permitem comparar diferentes opções de gestão e possibilitam aos atores envolvidos no planejamento manterem uma visão mais objetiva sobre as sinergias e compensações entre as atividades no espaço (LOMBARD *et al.*, 2019).

5.2 IDENTIFICAÇÃO DE RESERVAS DE MERGULHO

Os resultados apresentados nesse estudo oferecem uma base para possíveis discussões sobre a implementação de novos pontos de mergulho em Fernando de Noronha, levando em conta as limitações e potencialidades da metodologia que serão discutidas no capítulo a seguir. Essa discussão se torna ainda mais importantes uma vez que não existem dados públicos que informem onde ou como será feita essa instalação, ou mesmo que tipos de materiais serão utilizados para isso. A literatura científica menciona que diversos tipos de materiais podem ser utilizados nessas estruturas, como blocos de concreto, pneus, carros, embarcações ou mesmo estruturas *off-shore* (ILIEVA *et al.*, 2019; TECHERA; CHANDLER, 2015; VIVIER *et al.*, 2021).

Como já abordado, os cenários foram definidos a partir da ideia de que o mergulho não causa distúrbios ambientais, assim sua prática seria permitida dentro da reserva marinha (cenários 1 e 2), ou de que sua prática pode causar impactos à fauna, onde se propõe a exclusão da atividade dentro da reserva computada (cenários 3). A identificação de reservas marinhas pode então ser pensada a partir da perspectiva de um planejamento oficial, onde gestores e *stakeholders* estariam a discutir a identificação de áreas onde o mergulho poderia ser praticado, ou de onde ele deveria ser excluído. Os atores deveriam ainda discutir se as atividades de pesca não têm ou têm influência na escolha dessas áreas (cenários 1 e 2). Com a finalidade de definir um ponto de partida para a discussão, parte-se do princípio de que a instalação de doze novos pontos de mergulho será feita preferencialmente na plataforma continental no mar de dentro, lado da ilha que oferece condições hidrodinâmicas mais favoráveis na maior parte do ano, lugares mais abrigados e maior proximidade com o porto (SILVA-JÚNIOR *et al.*, 2021), fatores importantes para a prática em Fernando de Noronha (LUIZ JR, 2009).

Caso fosse desconsiderada a influência da pesca, as soluções de reservas obtidas na seção 5.1.2.1 nos permitiriam refletir sobre algumas áreas onde novos pontos de mergulho poderiam ser considerados. Nesse caso, a solução para a meta de conservação de 90% parece ser a que mais se aproxima do que está sendo proposto em quantidade de recifes artificiais, onde foram selecionadas doze UPs ao longo da plataforma continental. Algumas UPs selecionadas na porção mais externa do mar de

dentro acabam interceptando áreas de quebra de plataforma continental, consequentemente inviabilizando sua disposição como possíveis áreas de mergulho.

Contudo, três dessas UPs de interesse se sobrepõem à pontos de mergulho já em operação (caverna da sapata, Laje dois irmãos e Pontal do Norte), e uma quarta UP corresponde a baía dos Golfinhos (*locked-in*), para a qual já conhecemos a proibição de qualquer tipo de atividade recreativa, sendo todas essas desconsideradas dessa contagem. Descontadas essas quatro áreas, restariam então apenas oito UPs onde novos pontos de mergulho poderiam ser alocados. Esse dado nos permite inferir que, o potencial aumento proposto pelo governo brasileiro implicaria em conflitos de interesse com os demais usos na área, visto a pequena dimensão do arquipélago. Seis dessas UPs estão localizadas totalmente ou em parte na área da APA de Fernando de Noronha, o que oferece um contraponto à exclusividade da escolha do parque marinho para a instalação desses pontos. Outro contraponto observado é que o mar de dentro, principalmente as regiões mais próximas à costa, apresenta índices menos significativos de biomassa de peixes que constitui uma fauna de interesse para o mergulho. No entanto, isso não necessariamente signifique que as espécies de interesse para o mergulho não sejam encontradas nessa área.

Já a identificação de reservas marinhas na seção 5.1.2.2, permite analisar como se daria a distribuição das reservas de mergulho sob a influência das atividades de pesca no arquipélago. Também nesse cenário, a simulação mais conservativa (90%) parece oferecer uma melhor base para se discutir onde novos pontos de mergulho poderiam ser instalados. Foram identificadas vinte UPs na plataforma continental do mar de dentro, descontadas aquelas que interceptam áreas de quebra de plataforma. Porém, quatro dessas UPs interceptam sítios de mergulho já existentes no norte do arquipélago, bem como os sítios da Laje Dois Irmãos e da Caverna da Sapata. Também se exclui dessas áreas potenciais a UP que corresponde a baía dos golfinhos, para onde já se conhece a proibição do mergulho. Assim, chega-se o número de quinze UPs, três a mais para se discutir possíveis áreas de mergulho. Assim como no cenário anterior, foram evidenciadas áreas de interesse dentro da APA marinha, o que apresenta a necessidade de um olhar mais abrangentes caso se opte pelo desenvolvimento dessa atividade no arquipélago.

Novamente é preciso retomar que o objetivo desse estudo foi testar a potencialidade de uma FSD no contexto do PEM. As discussões apresentadas foram baseadas unicamente nos dados utilizados e nos objetivos de planejamento pré-definidos para os cenários, não tendo o objetivo de apresentar qualquer conclusão definitiva sobre a escolha de áreas onde a atividade de mergulho possa ser expandida ou mesmo propor a recategorização das unidades de conservação existentes em Fernando de Noronha. Para além disso, existem diversos aspectos de gestão que merecem ser extensamente avaliados antes da decisão pela instalação de recifes artificiais, incluindo a questão sobre se essas estruturas são a solução mais adequada para lidar com determinado problema (CASTELLÓ Y TICKELL; SÁENZ-ARROYO; MILNER-GULLAND, 2019; MEIER; BUCKLEY; POLOVINA, 1989).

São muitas as discussões, e diferentes opiniões, sobre a eficácia e os impactos que podem ser gerados com a implantação de recifes artificiais. Certas estruturas poderão demandar a remoção de fiação elétrica, combustível e outros componentes poluentes (SEAMAN, 2019). Os projetos também devem prever em seu escopo impactos relacionados ao deslocamento de habitats sensíveis, aparecimento de espécies exóticas e invasoras e a sobreposição com outros usos no território. Essas estruturas podem facilitar a bioinvasão do coral sol (*Tubastraea* spp.) (CREED *et al.*, 2017), espécie que vem se expandindo ao longo do litoral brasileiro. Nos recifes naturais, o coral sol pode matar as espécies nativas de coral, modificar suas estruturas e processos e descaracterizar os ambientes naturais (MIRANDA *et al.*, 2018), dominando com facilidade edifícios submersos, como os que são oferecidos pelas embarcações naufragadas. Conseqüentemente, a bioinvasão do coral sol também é uma ameaça ao turismo, inclusive de mergulho recreativo que depende tanto do contexto cênico da localidade da riqueza de espécies que caracteriza a localidade (MOREIRA *et al.*, 2019; SILVA-JÚNIOR *et al.*, 2021). Com isso, fica evidente que qualquer impacto ambiental em potencial, decorrente da instalação dessas estruturas artificiais, sejam minuciosamente estudados, antes de se decidir pela sua instalação.

Fernando de Noronha também sofre com a pressão para desenvolvimento de outras atividades em seu território. Ao longo das últimas décadas, o arquipélago vem sofrendo uma forte tensão política para o aumento do turismo em sua área (LOPES *et al.*, 2017). Em 2019, mais de 100 mil turistas desembarcaram no local, extrapolando o limite máximo de 89 mil visitantes por ano indicado por ICMBio (2009).

Recentemente, o governo do Estado de Pernambuco propôs a revisão do estudo da capacidade de ocupação de Fernando de Noronha, feito em 2009. Essa revisão tem como alguns de seus objetivos determinar se o atual limite permitido do número de turistas ainda condiz com a realidade, e avaliar a proposta do arquipélago receber mais navios de cruzeiro, uma demanda que tem o apoio dos ministérios do Turismo e do Meio Ambiente (EXAME, 2019). A proposta de liberação dos voos noturnos comerciais no arquipélago é outro vetor de tensão para ampliação do turismo. A demanda apresentada pela Empresa Brasileira de Turismo (Embratur) já foi negada pelo ICMBio, uma vez que a iluminação dos morros pode alterar o comportamento das aves e que a capacidade de suporte da ilha já foi extrapolada. Com o aumento da população residente e do fluxo de turistas vários problemas comuns aos das cidades continentais surgiram, como o abastecimento de água, a geração de esgotos e a destinação de resíduos. Esses problemas tendem a ser agravados pela situação de isolamento geográfico de Fernando de Noronha (MARINHO, 2019; PAGANO; MARIA, 2000; SERAFINI; FRANÇA; ANDRIGUETTO-FILHO, 2010).

Somando-se a pressão do setor turístico, estão as demandas dos pescadores locais em Fernando de Noronha. Atualmente, esse segmento reivindica a recategorização de algumas zonas dentro do PARNA para que possam capturar a sardinha utilizada como isca durante o período em que o arquipélago fica sob a influência das fortes ondas de *sweel* (LOPES ET AL., [s.d.]).

As pressões para a ampliação das atividades humanas em Fernando de Noronha evidenciam os conflitos de interesse institucionais e econômicos em relação aos objetivos das áreas marinhas protegidas. Com isso, observa-se a necessidade na adoção de abordagens mais racionais que busquem a sustentabilidade na utilização dos ambientes marinhos, sem deixar de lado a importância estratégica das áreas protegidas para o alcance dos objetivos do PEM no cenário nacional (EHLER, 2013; POMEROY; BALDWIN; MCCONNEY, 2014). A presente discussão também pode ser um ponto de partida para as possíveis discussões que apoiem ou mesmo não apoiem a proposta da instalação de recifes artificiais em Fernando de Noronha, onde a participação dos atores interessados deve se dar de forma transversal ao longo de todo processo (SEAMAN, 2019). É importante que esse tipo de solução se mostre como a opção mais eficaz a longo prazo, justificando adequadamente os impactos ambientais e os benefícios que poderão ser obtidos (BAINE, 2001). Por isso, com

base nas discussões apresentadas nesse trabalho, recomenda-se que o planejamento e gestão de projetos para a instalação de recifes artificiais sejam minuciosos na análise dos potenciais impactais e que prevejam uma discussão ampla junto a todos os seguimentos interessados, de forma a não comprometer serviços ecológicos importantes como os que são fornecidos pelo ecossistema marinho de Fernando de Noronha.

5.3 POTENCIAIS E LIMITAÇÕES DA METODOLOGIA

A decisão sobre onde deverão ser alocadas as reservas marinhas ou as ações de manejo é fundamental para alcançar os objetivos estabelecidos pelo planejamento. Em uma estrutura oficial de PEM, esses objetivos devem ser definidos pelos gestores em conjunto com os *stakeholders* (FLOWER *et al.*, 2020; LOMBARD *et al.*, 2019), onde as FSD podem ser utilizadas em caráter consultivo na tomada de decisão (BAN, N., 2008). No entanto, observou-se nesse estudo que as FSD podem auxiliar na definição desses objetivos, mesmo nas fases mais iniciais do planejamento, uma vez que tornam possível visualizar previamente quais serão as consequências dos objetos definidos sobre a área planejada. A análise dessas consequências então poderá servir como um ponto de partida para discussões junto aos *stakeholders* (PATRIZZI; DOBROVOLSKI, 2018).

A escolha de um algoritmo exato para a resolução do problema proposto também ofereceu uma visão optativa aos algoritmos heurísticos, que geralmente são utilizados no planejamento para a conservação (BALL; POSSINGHAM; WATTS, M. E., 2009), sem aprofundar aqui em questões sobre as vantagens ou desvantagens de ambos.

O parâmetro BLM se mostrou ser uma ferramenta importante para se trabalhar reservas com diferentes configurações espaciais, necessárias nesse estudo. Nos cenários 1 e 2, BLM=0 fez com que a restrição ao comprimento do limite da reserva fosse completamente removida, o que resultou em soluções bastante fragmentas. Ainda assim, foi possível analisar espacialmente e obter respostas sobre o padrão de distribuição das soluções de reservas marinhas, que também previam em seu interior a prática do mergulho. Já no cenário 2, onde as reservas marinhas teriam também como objetivo a exclusão das atividades de mergulho, BLM=1 ajudou a alcançar a

compacidade esperada de uma reserva marinha. Considerando a influência que esse parâmetro pode ter na solução de reserva, recomenda-se aos planejadores que realizem testes de sensibilidade para definir o valor de BLM que seja apropriado aos objetivos do planejamento (GAME *et al.*, 2008).

De uma forma geral, observou-se que os resultados encontrados com a ferramenta refletiram satisfatoriamente a qualidade e a quantidade dos dados introduzidos. Com a análise exploratória dos cenários discutida nesse estudo, é possível afirmar que a obtenção de resultados úteis em um planejamento dependerá tanto da incorporação de dados que representem esses objetivos, quanto da calibração dos parâmetros utilizados pelas ferramentas de suporte, onde a participação dos *stakeholders* deve se dar de forma transversal ao longo de todo esse processo (FLOWER *et al.*, 2020; VISALLI *et al.*, 2020).

Embora a ferramenta tenha se mostrado efetiva aos objetivos que foram propostos, é necessário fazer algumas considerações sobre as limitações identificadas durante o desenvolvimento desse trabalho.

A disponibilidade e a organização de dados que permitam caracterizar os ambientes marinhos são um dos maiores obstáculos para o desenvolvimento do PEM (EUROPEAN COMMISSION, 2016). A natureza dinâmica e a tridimensionalidade dos habitats e dos processos que ocorrem nesses ambientes tornam essa espacialização ainda mais difícil, geralmente resultando na escassez e/ou baixa representatividade dessas informações (FABIANA REGINA GERN, 2017; GANDRA; BONETTI; SCHERER, 2018). A ausência de dados representa um desafio ainda maior quando se considera pequenos ambientes insulares (FLOWER *et al.*, 2020; GILL *et al.*, 2019). As bases de dados globais e regionais que fornecem dados de batimetria e de habitats, por exemplo, nem sempre estão disponíveis com resolução espacial adequada para ser usada no planejamento dessas áreas. Essa foi uma das razões pelas quais o presente estudo utilizou apenas parte dos dados que seriam necessários ao PEM.

Uma segunda razão, que também influenciou consideravelmente na aquisição de dados importantes para o estudo de caso proposto, foi o contexto pandêmico vivido durante a etapa de levantamento de dados (DUCHARME, 2020). As restrições decorrentes do isolamento social impossibilitaram a realização de consultas e

reuniões presenciais com outros pesquisadores e instituições para o levantamento de dados. Com isso, poucas informações estavam disponíveis em formato e resolução adequados para serem utilizadas, fatores essenciais ao planejamento espacial marinho (STAMOULIS; DELEVAUX, 2015). Devido às necessárias restrições de mobilidade outros dados quantitativos sobre as atividades de mergulho não puderam ser coletados junto ao ICMBio, instituição responsável pelo manejo da atividade em Fernando de Noronha. Aqui, vale a pena destacar a importância do estudo de Luiz Jr (2009) sobre a capacidade de carga e de operacionalização de turismo náutico no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha, que permitiu a criação do alvo de conservação de representatividade do mergulho e do custo de intensidade da atividade de mergulho utilizados pelo *prioritizr*. Contudo, esses dados se basearam apenas no controle do mergulho autônomo feito no período de 01 de julho de 2007 a 30 de junho de 2008, o que não permite acompanhar a evolução quantitativa da atividade ao longo do tempo. Considerando sua importância, recomenda-se que os demais dados existentes sobre o mergulho autônomo também sejam sistematizados e disponibilizados ao público, para informar e facilitar a produção de conhecimento que possa contribuir com a gestão da atividade em Fernando de Noronha.

Para viabilizar o desenvolvimento desse trabalho, foram adotados *proxies* de algumas características ambientais que estavam então disponíveis, conforme abordado na seção 3.2. Essa estratégia permitiu simular quantitativamente os alvos de conservação e as superfícies de custo, que foram utilizadas para atender aos objetivos do planejamento. Como o objetivo desse trabalho foi testar uma FSD, e não produzir um plano oficial, considera-se que a adoção desses *proxies* permitiu satisfatoriamente obter uma primeira aproximação das características ambientais modulados, ainda que esses resultados devam ser interpretados como muito preliminares. Para estudos futuros que também tenham o objetivo de contribuir com o planejamento das atividades de mergulho em Fernando de Noronha, recomenda-se a inclusão de outros dados que possam influenciar diretamente na escolha da reserva, como correntes, ondas e ventos em resoluções adequadas, feições geomorfológicas, biodiversidade, além do próprio conhecimento e demandas que possam ser levantadas junto aos atores interessados no planejamento.

Outra limitação encontrada foi em relação à interpolação dos dados. Nesse trabalho, a interpolação dos dados de acústica marinha permitiu sua maior representatividade

na área planejada, a partir de onde foram criados os *proxies* de biomassa de peixes e de representatividade e intensidade do mergulho. No entanto, observou-se que a interpolação realizada pode resultar na atribuição de valores irreais de acústica marinha. Consequentemente, isso pode ter beneficiado algumas áreas pelas soluções de reserva em detrimento de outras, que também poderiam apresentar índices de biomassa significativo, caso tivessem sido amostradas. Por esse motivo, ao longo das discussões foi ressaltada a importância da cautela na interpretação desses dados, mas também sempre lembrando que a proposta desse estudo foi a de testar a potencialidade de uma FSD, e não realizar um plano oficial. Dada a importância e ampla utilização que pode ser empregada aos dados de acústica, recomenda-se que futuros considerem realizar uma maior cobertura dessa investigação no arquipélago, incluindo também o banco do Drina. Outra questão a ser tratada é a ausência de informações de base econômica sobre os usos da área marinha de Fernando de Noronha. Esse tipo de dado permitiria analisar como o custo econômico da área pode influenciar os resultados do planejamento, mediante diferentes objetivos de conservação. No caso das atividades pesca, o estudo do Instituto de Pesca de São Paulo (2019) oferece um exemplo de como a valoração dessa atividade pode ser aplicada ao planejamento dos espaços marinho. No referido trabalho, foram descritas e georreferenciadas as capturas em termos de espécies capturadas, descargas e esforço empregado, tipo de pesca (artesanal e industrial; modalidades de pesca), município de descarga e renda bruta gerada em primeira comercialização. Uma forma de se minimizar os problemas da falta desses dados, é a adoção de *proxies* das características socioeconômicas avaliadas no planejamento, uma vez que seus resultados podem ser interpretados como soluções econômicas (ARDRON; POSSINGHAM; KLEIN, C. J., 2010). Nesse estudo, essa limitação foi parcialmente com a adoção de custos socioeconômicos relacionados à pesca e ao mergulho. Essa aproximação também ajudou na compreensão de que diferentes usos da área estão associados a diferentes custos.

Em futuros estudos relacionados ao planejamento marinho em Fernando de Noronha, recomenda-se a inclusão de outros tipos de custos socioeconômicos, considerando inclusive as variações na utilização do espaço marinho entre os diferentes usos, como os passeios de barco, navegação, o próprio mergulho autônomo e os mergulhos livre e rebocado, além das possíveis diferenças que possam existir entre a artesanal e a

pesca amadora. Aconselha-se também que esses custos sejam definidos com a participação desses mesmos atores, o que certamente contribuirá para um planejamento mais eficiente.

Por fim, outra limitação identificada foi a arbitrariedade adotada na definição das metas de conservação dos alvos. No processo de planejamento, é importante que essa meta seja tecnicamente baseada, a fim de que essa escolha não se torne arbitrária e seja usada meramente como um parâmetro de ajuste (BEYER *et al.*, 2016; BRUNEL, 2020). A fixação das metas de conservação dos alvos, pode ser definida utilizando dados sobre o tamanho mínimo das populações, raridade, declínio, ameaça curvas de espécies/área, em regulamentações e compromissos políticos existentes, bem com base na opinião de pessoas capacitadas (ARDRON; POSSINGHAM; KLEIN, C. J., 2010). A escolha do tipo de abordagem, no entanto, dependerá dos objetivos de conservação e dos dados disponíveis. Para minimizar essa lacuna de informação, foram realizadas análises de sensibilidade desse parâmetro nos cenários, onde as metas de cobertura dos alvos avançaram progressivamente para objetivos mais ambiciosos. Esse tipo de aproximação permite aos *stakeholders* uma visão mais pragmática e entendível de como a reserva podem variar de acordo com as metas pretendidas para os alvos de conservação (ARDRON; POSSINGHAM; KLEIN, C. J., 2010; GRANTHAM *et al.*, 2011; PATRIZZI; DOBROVOLSKI, 2018; STELZENMÜLLER *et al.*, 2013). Para futuros estudos, recomenda-se que essas metas sejam negociadas através de um processo amplo envolvendo a participação de especialistas e demais atores atuantes no território.

6 CONCLUSÕES

A FSD adotada nesse trabalho mostrou ser capaz de lidar com a natureza cíclica e interativa do PEM (UNESCO-IOC, 2021).

A relativa flexibilidade que o *prioritizr* oferece permite trabalhar com uma série de parâmetros definidos de acordo com as necessidades do planejamento. A análise de cenários de gestão também se mostra uma importante potencialidade, uma vez que permite com que as partes interessadas no planejamento visualizem previamente o efeito de diferentes objetivos de planejamento sobre a configuração espacial da reserva. Essa análise prévia confere maior objetividade, clareza e aceitação das respostas fornecidas pela ferramenta (FLOWER *et al.*, 2020). A utilização da ferramenta foi possível mesmo diante de uma realidade de escassez de dados explícitos. Nesse estudo, esse problema foi em parte resolvido com a adoção de *proxies*, os quais permitiram simular algumas características importantes para o estudo de caso proposto. Observa-se então que, mesmo sem todos os dados científicos necessários, é possível dar início ao planejamento processo (VISALLI *et al.*, 2020). Esse processo também permitiu evidenciar que tipos de dados não disponíveis poderiam informar o PEM.

As simulações permitiram observar diferença na seleção de áreas para a reserva marinha. Enquanto nos cenários destinados à identificação de áreas ótimas para o mergulho (cenários 1 e 2) as reservas foram priorizadas nas partes norte e central do mar de fora, na parte sul do mar de dentro e na região do banco do Drina (esse último no cenário que exclui a influência da pesca), no cenário 3, que propõe a exclusão dessa atividade, a seleção ocorreu preferencialmente ao sul do mar de fora, ao norte do mar de dentro e no banco do Drina. Essa diferença reflete a diferença entre os parâmetros e objetivos estabelecidos nesses cenários, e a busca pela ferramenta em cumprir eficientemente as metas de conservação requeridas.

Em todos os cenários as soluções computaram áreas de reserva dentro da APA-FN. O interesse do algoritmo por essas áreas dependeu das metas de conservação definidas para os alvos. Esse resultado sugere que, eventuais planos para a identificação de novos pontos de mergulho poderão também considerar áreas dentro

da APA, e não apenas no parque marinho, conforme vem sendo proposto por (MMA, 2019).

Também nos três cenários, foram identificadas áreas ótimas de conservação localizadas na quebra da plataforma continental de Fernando de Noronha, além dos limites de proteção do PARNAMAR. É importante lembrar que o objetivo principal dos cenários foi identificar reservas marinhas, onde a prática do mergulho seria (cenários 1 e 2) ou não prevista (cenário 3). Por isso, o mergulho não será diretamente beneficiado nessas soluções, visto às limitações de profundidade onde a prática ocorre. No entanto, esse resultado sugere que essas áreas também merecem atenção no direcionamento de esforços de pesquisa e nas futuras ações de planejamento para a conservação.

Os diferentes cenários de gestão também permitiram ilustrar como a implementação de novos pontos de mergulho (dependendo dos objetivos de conservação expressos), poderiam conflitar com os demais usos na área, visto a pequena dimensão do arquipélago. Com isso, a identificação de áreas ótimas para a prática do mergulho merece atenção em eventuais planos futuros sobre essa atividade em Fernando de Noronha, logicamente, considerando as limitações metodológicas já discutidas. Essas discussões devem envolver os gestores e atores interessados no processo, que certamente poderão contribuir com outras informações relevantes ao planejamento (SEAMAN, 2019; FLOWER *et al.*, 2020). Baseando-se no manejo adaptativo, que vem sendo adotado como uma boa prática em projetos de implementação de recifes artificiais, qualquer plano com esse objetivo deve ser precedido de um profundo e sério estudo, que envolva todos os seguimento que possam ter influência sobre a área (SEAMAN, 2019). Esse projeto deve ainda se apresentar como a opção mais eficaz a longo prazo, justificando adequadamente os impactos ambientais e os benefícios que poderão ser obtidos (BAINE, 2001). Esse cuidado se faz necessário para não comprometer serviços ecológicos importantes, como os que são fornecidos pelo ecossistema marinho de Fernando de Noronha.

A adoção do *prioritizr* nas análises realizadas nesse estudo demonstrou que é possível lidar com as subjetividades inerentes ao processo de planejamento, de forma técnica e transparente. É possível assim concluir que sua utilização é viável em diferentes fases do planejamento dos usos nos ambientes marinhos, ainda mais

considerando a demanda pela inclusão do PEM na agenda estratégica de governança dos oceanos no Brasil (GANDRA; BONETTI; SCHERER, 2018; MARRONI, 2014). O estudo de caso apresentado poderá servir como base para as discussões sobre processos adaptáveis de definição de redes de reservas, e orientar no desenvolvimento do PEM em outras localidades.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA BRASIL. Navios são afundados em programa para revitalizar ecoturismo náutico. **Empresa Brasil de Comunicação**, 2019. Disponível em: <<https://agenciabrasil.ebc.com.br/politica/noticia/2019-09/navios-sao-afundados-em-programa-para-revitalizar-ecoturismo-nautico>>. Acesso em: 1º set. 2021.
- ALMADA, G. V. De M. B.; BERNARDINO, A. F. Conservation of deep-sea ecosystems within offshore oil fields on the Brazilian margin, SW Atlantic. **Biological Conservation**, 2017. v. 206, p. 92–101. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.026>>.
- ARDRON, J. A; POSSINGHAM, H. P.; KLEIN, C. J. Marxan Good Practices Handbook. External review version. **Pacmara**, 2010. v. 2010, n. 2, p. 155. Disponível em: <www.pacmara.org>.
- ASSIS, H. M. B. De. **Carta Batimétrica da Plataforma Insular do Arquipélago de Fernando de Noronha**. CPRM - Serviço Geológico do Brasil. Disponível em: <<https://rigeo.cprm.gov.br/handle/doc/17497>>.
- ASSIS, H. M. B. De Et Al. **Modelo Digital de Terreno da Plataforma Insular do Arquipélago de Fernando de Noronha**. CPRM. 1 mapa color. 97, 00 x 75, 75 cm, Escala: 1:18.000 (Programa Mar, Zona Costeira e Antártica). Disponível em: <<https://rigeo.cprm.gov.br/handle/doc/17497>>.
- ASSUNÇÃO, R. V. *et al.* Spatial-Temporal Variability of the Thermohaline Properties in the Coastal Region of Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. **Journal of Coastal Research**, 2016. v. 75, n. sp1, p. 512–516.
- AU, A. C. Sun *et al.* Diving associated coral breakage in Hong Kong: Differential susceptibility to damage. **Marine Pollution Bulletin**, 2014. v. 85, n. 2, p. 789–796. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.024>>.
- BAINE, M. Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. **Ocean & Coastal Management**, 2001. v. 44, p. 19. Disponível em: <<https://trid.trb.org/view.aspx?id=368401>>.
- BALL, I. R.; POSSINGHAM, H. P.; WATTS, M. E. 4.1 Introduction: The philosophy and history of Marxan. 2009. p. 185–195.
- BAN, N. Siting Marine Reserves: Stakeholder-Based Versus Science-Driven Approaches. **American Fisheries Society Symposium**, 2008. v. 49, p. 1267–1275.
- BAN, N. C. *et al.* Setting the stage for marine spatial planning: Ecological and social data collation and analyses in Canada's Pacific waters. **Marine Policy**, 2013. v. 39, n. 1, p. 11–20. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2012.10.017>>.
- BAUMGARTEN, MELINA MARTHA KOHLRAUSCH, ADRIANA BARZOTTI MIYAKI, C. Y. Variabilidade Genética em Atobás (Aves: Sulidae) em Ilhas Oceânicas e Costeiras do Brasil. *In*: MOHR, L. vianna; CASTRO, J. W. alencar C.; COSTA,

PAULO MÁRCIO SANTOS / ÁREA DE ZOOLOGIA E ALVES, J. V. (Org.). **Ilhas oceânicas brasileiras: da pesquisa ao manejo**. Brasília: [s.n.], 2009, p. 265–282.

BEYER, H. L. *et al.* Solving conservation planning problems with integer linear programming. **Ecological Modelling**, 2016. v. 328, p. 14–22. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.02.005>>.

BRASIL. Plano Setorial para os Recursos do Mar - PSRM. **Comissão Interministerial para os Recursos do Mar - SECIRM**, 2019. Disponível em: <<https://www.marinha.mil.br/secirm/psrm>>.

BRASIL, T. Decreto nº 92.755, de 5 de junho de 1986. . 1986.

BRAVO, G. *et al.* Effect of recreational diving on Patagonian rocky reefs. **Marine Environmental Research**, 2015. v. 104, p. 31–36.

BRUNEL, A. Marine spatial planning in Fernando de Noronha : a Marxan didactic application. 2020.

_____; BERTRAND, Sophie. A DIDACTIC EXPLORATION OF SYSTEMATIC RESERVE SITE SELECTION TOOLS : MARINE SPATIAL PLANNING IN FERNANDO DE NORONHA. [s.d.]. p. 1–47.

CAMPOS, L. F. A. S. *et al.* Foraging behavior and at-sea distribution of White-Tailed Tropicbirds in tropical ocean. **Brazilian Journal of Biology**, 2017. v. 78, n. 3, p. 556–563.

CARDOSO, ANANDA AKKAZZHA RIBEIRO; NOGUEIRA JÚNIOR, FLÁVIO AURÉLIO; GABRIELA HÖNNICKE ANTUNES; DE SOUZA, LORENE RAQUEL; BALBINO, MICHELLE LUCAS CARDOSO; GONÇALVES, NATÁLIA DA SILVA; CARVALHO, NEWTON LINS TEIXEIRA DE; COUTINHO, N. C. De A. **Áreas De Proteção Ambiental: Desafio Do Desenvolvimento Territorial Sustentável**. [S.l.]: [s.n.], 2018.

CASTELLÓ Y TICKELL, S.; SÁENZ-ARROYO, A.; MILNER-GULLAND, E. J. Sunken Worlds: The past and future of human-made reefs in marine conservation. **BioScience**, 2019. v. 69, n. 9, p. 725–735.

CASTRO, J. W. A. Geologia Ambiental das Ilhas Oceânicas de Trindade e Fernando de Noronha, Brasil. **Ilhas oceânicas brasileiras: da pesquisa ao manejo**. Brasília: [s.n.], 2009, p. 33–53.

COSTA DA SILVA, A. *et al.* Surface Circulation and Vertical Structure of Upper Ocean Variability Around Fernando de Noronha Archipelago and Rocas Atoll During Spring 2015 and Fall 2017. **Frontiers in Marine Science**, 2021. v. 8, n. April, p. 1–16.

COSTA, T. B. A. Análise comportamental e distribuição da atividade pesqueira no arquipélago de Fernando de Noronha (Nordeste, BR) baseada em dados de GPS. **Dissertação**, 2019. v. 8, n. 9, p. 1–58.

CREED, J. C. *et al.* The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea*

(Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. **Biological Invasions**, 2017. v. 19, n. 1, p. 283–305.

CURTICE, C. *et al.* Why ecosystem-based management may fail without changes to tool development and financing. **BioScience**, 2012. v. 62, n. 5, p. 508–515.

DE, K. *et al.* Coral damage by recreational diving activities in a Marine Protected Area of India: Unaccountability leading to ‘tragedy of the not so commons’. **Marine Pollution Bulletin**, 2020. v. 155, n. January, p. 111190. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111190>>.

DEARDEN, P.; BENNETT, M.; ROLLINS, R. Perceptions of diving impacts and implications for reef conservation. **Coastal Management**, 2007. v. 35, n. 2–3, p. 305–317.

DOUVERE, F. The importance of marine spatial planning in advancing ecosystem-based sea use management. **Marine Policy**, 2008. v. 32, n. 5, p. 762–771.

DUARTE DE PAULA COSTA, M. *et al.* Efficiently enforcing artisanal fisheries to protect estuarine biodiversity. **Ecological Applications**, 2018. v. 28, n. 6, p. 1450–1458.

DUCHARME, J. World Health Organization Declares COVID-19 a “Pandemic.” Here’s What That Means. **TIME**, Nova York, 2020. Disponível em: <<https://time.com/5791661/who-coronavirus-pandemic-declaration/>>.

EDUARDO, L. N. *et al.* Identifying key habitat and spatial patterns of fish biodiversity in the tropical Brazilian continental shelf. **Continental Shelf Research**, 2018. v. 166, n. July, p. 108–118. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.csr.2018.07.002>>.

EHLER, C. N. Coral Triangle Initiative: An Introduction to Marine Spatial Planning. 2013. n. November. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/260083820_Introduction_to_Marine_Spatial_Planning>.

_____. Marine spatial planning. **Offshore Energy and Marine Spatial Planning**, 2018. p. 6–17.

EU. **Directive 2014/89/EU of the European Parliament and of the Council of 23 July 2014 establishing a framework for maritime spatial planning**. Off. J. Eur. Union.

EUROPEAN COMMISSION. **MSP Data Study Executive Summary. Evaluation of data and knowledge gaps to implement MSP**. [S.l.]: [s.n.], 2016.

FABIANA REGINA GERN. PLANEJAMENTO ESPACIAL MARINHO: POTENCIALIDADES E FRAGILIDADES DE UMA FERRAMENTA DE GESTÃO PARA ORDENAMENTO DE ZONAS ESTUARINAS - ESTUDOS DE CASO PARA ZUAP DE ITAJAÍ (SC). **Universitas Nusantara PGRI Kediri**, 2017. v. 01, p. 1–7. Disponível em: <<http://www.albayan.ae>>.

FERNANDES, M. Da L.; QUINTELA, A.; ALVES, F. L. Identifying conservation

priority areas to inform maritime spatial planning: A new approach. **Science of the Total Environment**, 15 out. 2018. v. 639, p. 1088–1098. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.147>>.

FLOWER, J. *et al.* Marine spatial planning on the Caribbean island of Montserrat: Lessons for data-limited small islands. **Conservation Science and Practice**, 2020. v. 2, n. 4, p. 1–14.

FREITAS, D. M. De; XAVIER, L. Y.; SHINODA, D. Jornada de Gerenciamento Costeiro e Planejamento Espacial Marinho. 2015. n. September, p. 1–89.

FUNATURA, F. P.-N. **Plano de Manejo do Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha**. IBAMA/FUNATURA. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/_PARNA_MARINHA_DE_FERNANDO_DE_NORONHA.pdf>.

GAME, E. T. *et al.* Marxan User Manual: For Marxan. **Analysis**, 2008. p. 127.

GANDRA, T. B. R.; BONETTI, J.; SCHERER, M. E. G. Onde estão os dados para o Planejamento Espacial Marinho (PEM)? Análise de repositórios de dados marinhos e das lacunas de dados geoespaciais para a geração de descritores para o PEM no Sul do Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, 2018. v. 44, p. 405–421. Disponível em: <<http://revistas.ufpr.br/made/article/view/54987>>.

GASPARINI, J. L.; MACIEIRA, R. M. Nossas ilhas oceânicas. **Coleção Explorando o Ensino - O mar no espaço geográfico brasileiro**, 2005. p. 65–135.

GERHARDINGER, Leopoldo C. *et al.* Healing Brazil's Blue Amazon: The role of knowledge networks in nurturing cross-scale transformations at the frontlines of ocean sustainability. **Frontiers in Marine Science**, 2018. v. 4, n. JAN.

GIGLIO, V. J.; LUIZ, O. J.; FERREIRA, C. E. L. Ecological impacts and management strategies for recreational diving: A review. **Journal of Environmental Management**, 2020. v. 256, n. December 2019, p. 109949. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109949>>.

GILL, D. A. *et al.* Making the most of data-poor fisheries: Low cost mapping of small island fisheries to inform policy. **Marine Policy**, 2019. v. 101, n. October 2017, p. 198–207. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.10.040>>.

GRANTHAM, H. S. *et al.* Accommodating dynamic oceanographic processes and pelagic biodiversity in marine conservation planning. **PLoS ONE**, 2011. v. 6, n. 2.

GROSSMAN, A., MOREIRA, L. M. DE P., BELLINI, C., ALMEIDA, A. De P. Conservação e pesquisa das tartarugas marinhas nas ilhas oceânicas de Fernando de Noronha, Atol das Rocas e Trindade, Brasil. *In*: MOHR, L. vianna; CASTRO, J. W. alencar C.; COSTA, PAULO MÁRCIO SANTOS / ÁREA DE ZOOLOGIA E ALVES, J. V. (Org.). **Ilhas oceânicas brasileiras: da pesquisa ao manejo**. Brasília: [s.n.], 2009, p. 199–222.

HANSON JO, SCHUSTER R, MORRELL N, STRIMAS-MACKEY M, WATTS ME,

ARCESE P, BENNETT J, P. H. **prioritizr: Systematic Conservation Prioritization in R.**

HAWKINS, J. P. *et al.* Sustainability of scuba diving tourism on coral reefs of Saba. **Coastal Management**, 2005. v. 33, n. 4, p. 373–387.

HERBST, Dannieli Firme *et al.* Integrated and deliberative multidimensional assessment of a subtropical coastal-marine ecosystem (Babitonga bay, Brazil). **Ocean and Coastal Management**, 2020. v. 196, n. September, p. 105279. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105279>>.

IBAMA. Instrução Normativa 22, de 10 de julho de 2009. **Ministério do Meio Ambiente/Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis**. 120. ed. Brasília: Diário Oficial da União, 2009, p. 43.

IBGE, C. Estimativa da População 2020. 2020. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/fernando-de-noronha/panorama>>. Acesso em: 7 out. 2020.

ICMBIO, I. C. M. De B. **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha - Rocas - São Pedro e São Paulo**. Brasília: [s.n.], 2017.

ILIEVA, I. *et al.* A global database of intentionally deployed wrecks to serve as artificial reefs. **Data in Brief**, 2019. v. 23.

INSTITUTO DE PESCA. **Informe Pesqueiro de São Paulo**. São Paulo: [s.n.], 2019. Disponível em: <http://www.propesq.pesca.sp.gov.br/arquivos/pagina/1573364778_InfoPesqSP109_InformePMAP1908.pdf>.

IOC-UNESCO. **Marine Spatial Planning: A Step-by-Step Approach Toward Ecosystem-Based Management. IOC Manual and Guides**. Disponível em: <<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000186559>>.

IUCN, I. U. For C. Of N. **Guidelines for Applying Protected Area Management Categories**. x + 86pp ed. Gland, Switzerland: [s.n.], 2013.

JOHNSON, Ayana Elizabeth *et al.* Marine spatial planning in Barbuda: A social, ecological, geographic, and legal case study. **Marine Policy**, 1 mar. 2020. v. 113, p. 103793.

KUKKALA, A. S.; MOILANEN, A. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. **Biological Reviews**, 2013. v. 88, n. 2, p. 443–464.

LA NUEZ-HERNÁNDEZ, D. DE *et al.* Assessing the erect bryozoan *Myriapora truncata* (Pallas, 1766) as indicator of recreational diving impact on coralligenous reef communities. **Ecological Indicators**, 2014. v. 46, p. 193–200. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.05.035>>.

LIVRO DE ECLESIÁSTES. Bíblia Sagrada. 1ª edição ed. [S.I.]: Editora Paulus, 1990, p. 1584.

LOMBARD, A. T. *et al.* Practical approaches and advances in spatial tools to achieve multi-objective marine spatial planning. **Frontiers in Marine Science**, 2019. v. 6, n. APR, p. 1–9.

LOPES, P. F. M. *et al.* Tourism as a driver of conflicts and changes in fisheries value chains in Marine Protected Areas. **Journal of Environmental Management**, 2017. v. 200, p. 123–134. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.080>>.

LOPES, P. F. M.; VILLASANTE, Sebastián. Paying the price to solve fisheries conflicts in Brazil's Marine Protected Areas. **Marine Policy**, 2018. v. 93, n. October 2017, p. 1–8.

LUIZ JR, O. **Estudo de capacidade de carga e de operacionalização de turismo náutico no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha. Projeto para a conservação e manejo dos ecossistemas brasileiros – PROECOS. Projeto PNUD BRA/00/009 – Produto 3.** Brasília: [s.n.], 2009.

MAGRIS, R. A. *et al.* Integrating multiple species connectivity and habitat quality into conservation planning for coral reefs. **Ecography**, 2016. v. 39, n. 7, p. 649–664.

_____ *et al.* Integrated conservation planning for coral reefs: Designing conservation zones for multiple conservation objectives in spatial prioritisation. **Global Ecology and Conservation**, 2017. v. 11, p. 53–68. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2017.05.002>>.

_____ *et al.* A blueprint for securing Brazil's marine biodiversity and supporting the achievement of global conservation goals. **Diversity and Distributions**, 2020. n. October, p. 1–18.

_____; HERON, S. F.; PRESSEY, Robert L. Conservation planning for coral reefs accounting for climate warming disturbances. **PLoS ONE**, 2015. v. 10, n. 11.

MARCONI, M. *et al.* Does quality of scuba diving experience vary according to the context and management regime of marine protected areas? **Ocean and Coastal Management**, 2020. v. 194, n. July, p. 105246. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105246>>.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, maio. 2000. v. 405, n. 6783, p. 243–253. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/35012251>>.

MARRONI, E. V. The importance of public policy for Blue Amazon marine spatial planning. **Development Studies Research**, 2014. v. 1, n. 1, p. 161–167. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/21665095.2014.919233>>.

MEIER, M. H.; BUCKLEY, R. M.; POLOVINA, J. J. A debate on responsible artificial reef development. **Bulletin of Marine Science**, 1989. v. 44, n. 2, p. 1051–1057.

MIRANDA, R. J. *et al.* Do invasive corals alter coral reef processes? An empirical approach evaluating reef fish trophic interactions. **Marine Environmental Research**,

2018. v. 138, n. March, p. 19–27. Disponível em:
<<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.03.013>>.

MMA, M. Do M. A. **Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade - 2ª atualização**. Disponível em:
<<http://areasprioritarias.mma.gov.br/>>.

_____. **Propostas para incentivar o turismo náutico: Workshop promovido pela Secretaria de Ecoturismo do MMA debate novos modelos de gestão e negócios na área, unindo conservação e desenvolvimento sustentável**. Assessoria de Comunicação do Ministério do Meio Ambiente (Ascom MMA). Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/noticias/propostas-para-incentivar-o-turismo-nautico>>.

MOREIRA, J. C. *et al.* Perfil, Percepção dos Visitantes e a Observação de Animais Silvestres: Estudo de Caso do Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha - PE. **Anais Brasileiros de Estudos Turísticos - ABET**, 2019. v. 9, n. 1, 2 e 3, p. 1–13.

OLSEN, E. *et al.* Integration at the round table: Marine spatial planning in multi-stakeholder settings. **PLoS ONE**, 2014. v. 9, n. 10.

OUTEIRO, L. *et al.* Is it just about the money? A spatial-economic approach to assess ecosystem service tradeoffs in a marine protected area in Brazil. **Ecosystem Services**, 2019. v. 38, n. September 2018, p. 100959. Disponível em:
<<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100959>>.

PADI. Top dive sites in Brazil. 2021. Disponível em: <https://www.padi.com/dive-sites/brazil/?ordering=-rating%2C-number_reviews>. Acesso em: 27 mar. 2021.

PAGANO, S. M.; MARIA, S. UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS MESTRADO EM GESTÃO E POLÍTICAS AMBIENTAIS CRESCIMENTO DESCONTROLADO OU DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL : a encruzilhada do turismo em Fernando de Noronha. 2000.

PATRIZZI, N. S.; DOBROVOLSKI, R. Integrating climate change and human impacts into marine spatial planning: A case study of threatened starfish species in Brazil. **Ocean and Coastal Management**, 2018. v. 161, n. April, p. 177–188. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.05.003>>.

PINARBAŞI, K. *et al.* Decision support tools in marine spatial planning: Present applications, gaps and future perspectives. **Marine Policy**, 2017. v. 83, n. February, p. 83–91.

POMEROY, R. S.; BALDWIN, K.; MCCONNEY, P. Marine Spatial Planning in Asia and the Caribbean: Application and Implications for Fisheries and Marine Resource Management. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, 2014. v. 32, p. 151–164.

PORTARIA ICMBIO Nº 7, DE 3 DE JANEIRO DE 2017.

PRATES, A. P. L. Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros e Marinheiros no Brasil. **Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros**, 2012. p. 148. Disponível em: <<http://bibliotecaflorestal.ufv.br/handle/123456789/12181>>.

PRESSEY, R. L. Ad Hoc Reservations : Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve Systems ? New South Wales National Parks and Wildlife Service. **Conservation Biology**, 1994. v. 8, n. 3, p. 662–668.

PRESTRELO, L.; VIANNA, E. M. Identifying multiple-use conflicts prior to marine spatial planning: A case study of A multi-legislative estuary in Brazil. **Marine Policy**, 1 maio. 2016. v. 67, p. 83–93. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2016.02.001>>.

RALPHS, T. *et al.* coin-or/SYMPHONY: Version 5.6.17. 2 maio. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.5281/zenodo.2656802#.YXQiHu-a6G0.mendeley>>. Acesso em: 23 out. 2021.

SALVETAT, J. *et al.* In situ target strength measurement of the black triggerfish *Melichthys niger* and the ocean triggerfish *Canthidermis sufflamen*. **Marine and Freshwater Research**, 2020. v. 71, n. 9, p. 1118–1127.

SCHMIEDEL, A. J.; LAMP, J. Case Study : Site selection of fisheries areas for Maritime Spa- tial Planning with the help of tool “ Marxan with Zone ” in the pilot area Pomeranian Bight. **BaltSeaPlan Report 30**, 2012.

SEAMAN, W. **Artificial reefs**. 3. ed. [S.l.]: Elsevier Inc., 2019.

SERAFINI, T. Z.; FRANÇA, G. B. De; ANDRIGUETTO-FILHO, J. M. Ilhas oceânicas brasileiras: biodiversidade conhecida e sua relação com o histórico de uso e ocupação humana. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, 2010. v. 10, n. 3, p. 281–301.

SILVA-JÚNIOR, J. M. Da *et al.* Uma proposta de valoração do turismo de mergulho e surf nas Unidades de Conservação marinhas do Arquipélago de Fernando de Noronha (PE). **Revista Brasileira de Ecoturismo**, 2021. v. 14, n. 2, p. 239–253. Disponível em: <<https://periodicos.unifesp.br/index.php/ecoturismo/article/view/11118>>.

STAMOULIS, K. A.; DELEVAUX, J. M. S. **Data requirements and tools to operationalize marine spatial planning in the United States**. **Ocean and Coastal Management**. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.07.011>>.

STELZENMÜLLER, V. *et al.* Practical tools to support marine spatial planning: A review and some prototype tools. **Marine Policy**, 2013. v. 38, p. 214–227.

STORI, F. T.; SHINODA, D. C.; TURRA, A. Sewing a blue patchwork: An analysis of marine policies implementation in the Southeast of Brazil. **Ocean and Coastal Management**, 2019. v. 168, n. February 2018, p. 322–339. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.11.013>>.

TCHAMABI, C. C. **Modelagem matemática e conectividade físico-biogeoquímica dos sistemas insulares Rocas-Noronha no Atlântico tropical**. [S.l.]: Universidade Federal de Pernambuco, 2017.

TECHERA, E. J.; CHANDLER, J. Offshore installations, decommissioning and artificial reefs: Do current legal frameworks best serve the marine environment? **Marine Policy**, 2015. v. 59, p. 53–60. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2015.04.021>>.

TEIXEIRA, W. **Arquipélago Fernando de Noronha: o paraíso do vulcão**. 2ª ed. São Paulo: Terra Virgem, 2011.

TISCHER, M. C.; SILVA, J. M. DA; SILVA, F. J. L. DE. Interaction of spinner dolphins (*Stenella longirostris*)(Cetacea, Delphinidae) with boats at the Archipelago of Fernando de Noronha, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 2013. v. 8, n. 4, p. 339–346.

TRAVASSOS, P *et al.* Thermohaline structure around seamounts and islands off North-Eastern Brazil. **Archive of Fishery and Marine Research**, 1999. v. 47, n. January 1999, p. 211–222.

UNESCO-IOC, E. C. MSPglobal International Guide on Marine/Maritime Spatial Planning. Paris: **IOC Manual and Guides Manuals and Guides**, 2021. v. 89.

VILAR, C. C. *et al.* Strengthening the synergies among global biodiversity targets to reconcile conservation and socio-economic demands. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 2020. v. 30, n. 3, p. 497–513.

VISALLI, M. E. *et al.* Data-driven approach for highlighting priority areas for protection in marine areas beyond national jurisdiction. **Marine Policy**, 2020. v. 122.

VIVIER, B. *et al.* Marine artificial reefs, a meta-analysis of their design, objectives and effectiveness. **Global Ecology and Conservation**, 2021. v. 27, p. e01538. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01538>>.

WALTERS, R. D. .; SAMWAYS, M. . Sustainable dive ecotourism on a South Africancoral reef. **Biodiversity and Conservation**, 2001. v. 10, p. 2167–2179.

WATTS, M. E. *et al.* Marxan with Zones: Software for optimal conservation based land- and sea-use zoning. **Environmental Modelling and Software**, 2009. v. 24, n. 12, p. 1513–1521. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.06.005>>.

WWF, S. M. Uso Recreativo do Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha
Uso Recreativo do Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha: Um exemplo de planejamento e implementação. 2001. p. 1–97.

ZAKAI, D.; CHADWICK-FURMAN, N. E. Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. **Biological Conservation**, 2002. v. 105, n. 2, p. 179–187.

ZAUCHA, J.; GEE, Kira'. Maritime Spatial Planning: Past, present, future. **Maritime Spatial Planning: Past, present, future**, 2019. n. January, p. 1–477.

_____; GEE, Kira. Maritime Spatial Planning: Past, present, future. **Maritime Spatial Planning: Past, present, future**, 2019. n. January, p. 1–477.