



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA**

MARIO LUIZ MARTINS PEREIRA

**CARACTERIZAÇÃO DE PAISAGENS MARINHAS DE UNIDADES
DE CONSERVAÇÃO MARINHO-COSTEIRAS NO BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, como requisito parcial para a obtenção do Grau de Doutor em Geografia

Orientador: Prof. Dr. Jarbas Bonetti Filho

**FLORIANÓPOLIS
2016**

Mario Luiz Martins Pereira

**CARACTERIZAÇÃO DE PAISAGENS MARINHAS DE UNIDADES
DE CONSERVAÇÃO MARINHO-COSTEIRAS NO BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Geografia, como
requisito parcial para a obtenção do
Grau de Doutor em Geografia

Orientador: Prof. Dr. Jarbas Bonetti
Filho

Florianópolis
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Pereira, Mario Luiz Martins

Caracterização de Paisagens Marinhas de Unidades de Conservação Marinho-Costeiras no Brasil / Mario Luiz Martins Pereira; orientador, Jarbas Bonetti Filho - Florianópolis, SC, 2016.

166 p.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Filosofia e Ciências Humanas. Programa de Pós-Graduação em Geografia.

Inclui referências

1. Geografia. 2. Unidades de conservação. 3. Paisagem marinha. 4. Tipo de fundo. 5. morfologia de fundo. I. Bonetti Filho, Jarbas. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Geografia. III. Título.

Mario Luiz Martins Pereira

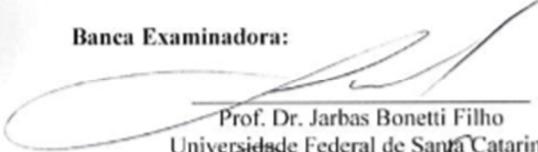
**Caracterização da paisagem marinha de unidades de
conservação marinho-costeiras no Brasil**

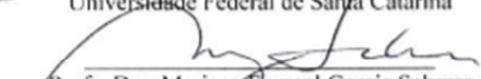
Esta Tese foi julgada adequada para obtenção do
Título de "Doutor em Geografia", e aprovada em sua forma
final pelo Programa de Pós-graduação em Geografia.

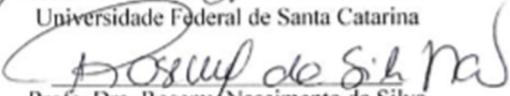
Florianópolis, 27 de abril de 2016.

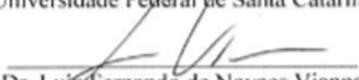
Prof. Dr. Aloysio Marthins de Araújo Junior
Coordenador do PPGG/UFSC

Banca Examinadora:

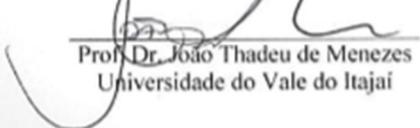

Prof. Dr. Jarbas Bonetti Filho
Universidade Federal de Santa Catarina


Profa. Dra. Marinez Bymael Garcia Scherer
Universidade Federal de Santa Catarina


Profa. Dra. Rosemy Nascimento da Silva
Universidade Federal de Santa Catarina


Dr. Luiz Fernando de Novaes Vianna
Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de
Santa Catarina


Prof. Dr. Luis Américo Conti
Universidade de São Paulo


Prof. Dr. João Thadeu de Menezes
Universidade do Vale do Itajaí

Dedico esse trabalho à minha família, que sempre apoiou minhas decisões e me colocou no caminho da retidão, e a todos colegas de laboratório, entre professores e funcionários.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a minha família que, mesmo em momentos difíceis, sempre empreendeu esforços para propiciar educação e instrução de qualidade a mim e meus irmãos. Ao meu falecido pai, que entendeu minhas escolhas e as apoiou. A minha mãe, cujos esforços pela formação educacional de seus filhos nunca cessaram. Aos irmãos, primos, tios, avos e demais familiares que, mesmos distantes, apoiaram minhas decisões. A minha companheira, Lisa, sempre presente e incentivando minha evolução, também como profissional. Agradeço também ao Prof. Jarbas Bonetti Filho, pelas oportunidades propiciadas, as quais influenciaram diretamente na minha carreira profissional; a Carla Bonetti, sempre disposta a compartilhar seus conhecimentos e sempre focada na qualidade do Laboratório de Oceanografia Costeira (LOC) e seus alunos; ao Prof. Klein, pela qualidade e objetividade agregada ao LOC e apoio dado a essa pesquisa; aos demais professores que fizeram parte dessa caminhada. Aos colegas de campo e processamento de dados, Rafael, Michel e Diego, além do Mestre Eduardo (Cultura Subaquática) e marinheiro Juan Maldonado. Aos colegas do LOC não citados (não são poucos), também fica aqui meu agradecimento. Aos colegas de doutorado Celso Voos Vieira e Luiz Fragoas Pimenta, e ao colega do IBAMA, Kleber Souza, também fica meu obrigado. Agradecimentos sinceros aos Chefes das UCs estudadas, em especial a Ricardo Araújo (PARNA Noronha) e respectivos colegas de UC pela atenção dispensada ao projeto. Não menos importante foram os chefes de Abrolhos, Ricardo J., e de Arvoredo, Ricardo Castelli, sempre apoiando o projeto. Agradeço também a meu chefe pela compreensão e paciência, em especial na reta final desse doutoramento. Agradecimentos também a DHN, pela cessão de parte dos dados aqui utilizados, assim como a Steve Schill (*Protected Area Tools*), Bill Clarck (*Earth Point*) e demais técnicos que dispenderam parte de seu precioso tempo para me auxiliar nos rumos e etapas desse trabalho. Não posso deixar de agradecer imensamente aos Prof. Dr. Hedley Grantham, meu primeiro instrutor do MARXAN e grande responsável pelo meu estágio no *Spatial Ecology Lab* (Universidade de Queensland, Austrália) e toda equipe local, em especial a Hugh Possingham, (pela receptividade, profissionalismo e preciosos conselhos), Morena Mills, Matthew Watts (criador do MARXAN) e Ayesha Tolloch, que diretamente auxiliaram no desenvolvimento desse trabalho. Agradecimentos também à Conservation International, na

figura de Guilherme Dutra, responsável pelo curso de MARXAN oferecido.

À CAPES e ao CNPQ.

A todos aqui citados, e aos que me esqueci, minha sincera gratidão!

*“Atravessa esta paisagem o meu sonho dum porto
infinito
E a cor das flores é transparente de as velas de
grandes navios que largam do cais arrastando
nas águas por sombra
Os vultos ao sol daquelas árvores antigas...
O porto que sonho é sombrio e pálido
E esta paisagem é cheia de sol deste lado...
Mas no meu espírito o sol deste dia é porto
sombrio
E os navios que saem do porto são estas árvores
ao sol...
Liberto em duplo, abandonei-me da paisagem
abaixo...
O vulto do cais é a estrada nítida e calma
Que se levanta e se ergue como um muro,
E os navios passam por dentro dos troncos das
árvores
Com uma horizontalidade vertical,
E deixam cair amarras na água pelas folhas uma
a uma dentro... Não sei quem me sonho...
Súbito toda a água do mar do porto é
transparente
E vejo no fundo, como uma estampa enorme que
lá estivesse desdobrada,
Esta paisagem toda, renque de árvore, estrada a
arder em aquele porto,
E a sombra duma nau mais antiga que o porto
que passa
Entre o meu sonho do porto e o meu ver esta
paisagem
E chega ao pé de mim, e entra por mim dentro,
E passa para o outro lado da minha alma...”*

**PARTE DO POEMA “CHUVA OBLIQUA”, FERNANDO
PESSOA**

“O maior inimigo do conhecimento não é a ignorância, mas a ilusão do conhecimento.”

STEPHEN HOWKINS

RESUMO

Os métodos de seleção de áreas para a implementação de Unidades de Conservação e respectivos zoneamentos evoluíram ao longo do tempo, partindo de justificativas voltadas para as belezas cênicas e preservação de zonas de caça e atingindo atualmente a complexidade do Planejamento Sistemático para a Conservação. Considerando alvos mais claros de conservação através de processo no qual a transparência nas tomadas de decisão toma destaque, o mapeamento dos recursos ambientais é considerada parcela de grande importância nesse tipo de planejamento espacial. Dentre os recursos que podem ser elencados como alvos de conservação, a Paisagem Marinha (*seascape*) se destaca por representar geodiversidade e pela sua possível utilidade como Recurso Ambiental Substituto (*surrogates*), dentre uma infinidade de alvos de conservação passíveis de uso e representando, por vezes, uma grande complexidade de processamento de dados espaciais. Auxiliando nessa complexidade, Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) representam uma tecnologia necessária e que ao longo do tempo vem se desenvolvendo em paralelo a problemas associados ao uso do espaço. Na presente tese, realizaram-se trabalhos de mapeamento de características abióticas do fundo marinho de Unidades de Conservação Federais, (morfologia, natureza de fundo e zoneamento fótico), que combinados como camadas de referência, e na tentativa de adaptar método internacionalmente consagrado à realidade brasileira, deram origem a mapas de Paisagem Marinha dessas áreas. Ensaios de análise de Métricas de Paisagem compuseram parte dessa tese, aplicados sobre a paisagem total de três áreas, assim como sobre Unidades de Planejamento, que compartimentaram as áreas de estudo de forma a compara-las entre si. Agrupamentos por semelhanças foram testados, objetivando verificar a aplicabilidade do método para a diferenciação das áreas em função da Paisagem Marinha e sua aplicabilidade na gestão. Finalizando, contribuição ao zoneamento da APA Costa dos Corais foi elaborada através da aplicação do MARXAN, programa específico para uso em gestão espacial da conservação, onde a Paisagem Marinha foi utilizada como alvo de proteção e no qual a complexidade dessa paisagem compôs parte das simulações, influenciando os custos de manejo e os resultados finais alcançados. Resultados inéditos para essas áreas naturais demonstraram a aplicabilidade do método, que se mostrou eficiente em caracterizar os ambientes marinhos estudados, fornecendo subsídios técnicos complementares para a gestão de Unidades de Conservação.

Palavras chave: Unidades de conservação. Zoneamento. Paisagem marinha. Tipo de fundo.morfologia de fundo. Zoneamentofótico. Marxan.

ABSTRACT

Procedures to selection and zoning Natural Protected Areas evolved over time, starting from justifications to landscapes and natural beauties protection or hunting zones preservation, and actually reaching the Systematic Conservations Planning complexity. Considering clear and objectives conservation targets, the process provides more transparency to the decisions, where mapping the environmental resources appears as an important step at the spatial planning. Seascape is an important resource available to compose the resource mapping by their utility to be used as geodiversity target and environmental surrogates of biodiversity. The high quantity of possible environmental resources that should be select as conservation targets creates high complexity of spatial data processing at the spatial planning. Supporting this complexity, Geographic Information Systems (GIS) represents a necessary technology that has been developed associated to the evolution of conflicts at spatial use. At this thesis, abiotic features from bottom sea of Brazilian Marine Protected Areas has been mapped as reference layers, subsequently combined to compose Seascape maps at an attempt to adapt procedures internationally consecrated to Brazilian available database. Seascape metrics analysis composed part of this work, applied initially over the entire seascape extension for each study area and, further, over Planning Units that compartmentalize each study area for internal comparisons. Grouping similarities were tested in order to verify the applicability of all these method to differentiate areas due seascape and at management. Finally, contribution to Costa dos Corais Environmental Protected Area was developed by applying MARXAN simulations, specific software used at spatial conservation planning. At this step, seascape was used environmental target, as like geodiversity, while the spatial complexity composed part of simulation and influencing the cost of management and the final results achieved. These new products have demonstrated the applicability of the method, which showed efficiency in characterizing the studied environments, providing complementary technical subsidies to management of protected areas.

Key words: protected areas. zoning. seascape. bottom morphology. Bottom nature. photic zone. marxan.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Proposta de zoneamento de UC de proteção integral em função do grau de intervenção, complementando a abordagem de zoneamento por uso (IBAMA, 2002).	47
Figura 2: Unidades de Conservação estudadas.	57
Figura 3: Localização do Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha.	58
Figura 4: Localização da Área de Proteção Ambiental da Costa dos Corais na costa brasileira.	60
Figura 5: Localização das duas glebas do Parque Nacional Marinho de Abrolhos.	62
Figura 6: Localização da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo	65
Figura 7: Fluxograma geral das análises realizadas.	70
Figura 8: Batimetria da REBIO Arvoredo e entorno, com toponímias apresentadas no texto.	71
Figura 9: Batimetria do PARNA Marinho de Fernando de Noronha e entorno, com toponímias apresentadas no texto.	72
Figura 10: Batimetria do PARNA Marinho de Abrolhos e entorno, com toponímias apresentadas no texto	72
Figura 11: Análise de vizinhança FBPI. Observe o perfil batimétrico em cinza, com o raio externo de análise representado pela reta horizontal.	73
Figura 12: Análise de vizinhança BBPI, sobre o mesmo perfil da figura anterior e raio externo aumentado, refletindo nas feições resultantes.	74
Figura 13: Árvore de classificação das estruturas e zonas BTM, aplicável a partir dos valores de batimetria absoluta, FBPI e BBPI padronizados e declividade, adaptado de LUNDBLAD <i>et al.</i> (2006)	75
Figura 14: Fluxograma de etapas para a geração dos mapas de formas de fundo, a nível de estrutura.	76
Figura 15: Fluxograma de etapas para a geração dos mapas de paleodrenagem e paleobacias.	77
Figura 16: Diagrama de classificação de sedimento inconsolidado proposto por COLTMAN; GOLDING; VERLING (2008), alterando classificação de Folk (1954, 1974).	79
Figura 17: Fluxograma de etapas para a elaboração da camada de referência de Tipo de Fundo.	80
Figura 18: Fluxograma de etapas para a elaboração da camada de referência Zonação Fótica.	81

Figura 19: Fluxograma resumido das etapas para a elaboração dos mapas de Paisagem Marinha e seus subprodutos para análises entre as UCs.	84
Figura 20: Fluxograma específico de etapas para testes de agrupamento e para rodadas MARXAN.	85
Figura 21: Fluxograma específico das etapas de agrupamentos a partir das classes de paisagem e respectivas métricas.	88
Figura 22: Fluxograma específico de etapas de aplicação do MARXAN a partir de dados de paisagem marinha e respectivas métricas de paisagem.	90
Figura 23: Estruturas morfológicas de fundo para o PARNAMAR Fernando de Noronha e entorno. A porção cinza corresponde a área imersa não estudada.	94
Figura 24: Paleodrenagem e limites de paleobacias hidrográficas sobre zonas morfológicas de fundo para o PARNAMAR Fernando de Noronha e entorno. A porção cinza corresponde a área submersa não estudada.	94
Figura 25: Estruturas morfológicas de fundo do PARNA Abrolhos e entorno. A porção cinza corresponde a área submersa não estudada.	96
Figura 26: Paleodrenagem e limites de paleobacias hidrográficas sobre zonas morfológicas de fundo para o PARNA Abrolhos e entorno. A porção cinza corresponde a área submersa não estudada.	96
Figura 27: Estruturas bentônicas da REBIO Arvoredo e entorno.	98
Figura 28: Paleodrenagem e limites de paleobacias hidrográficas sobre zonas morfológicas de fundo para a REBIO Arvoredo e entorno.	98
Figura 29: Morfologia de fundo da APA Costa dos Corais.	102
Figura 30: Natureza de fundo da APA Costa dos Corais.	103
Figura 31: Zonação fótica da APA Costa dos Corais.	104
Figura 32: Paisagem marinha da APA Costa dos Corais.	105
Figura 33: Morfologia de fundo do PARNA Abrolhos.	107
Figura 34: Natureza de fundo do PARNA Abrolhos.	108
Figura 35: Zonação fótica do PARNA Abrolhos.	109
Figura 36: Paisagem de fundo do PARNA Abrolhos.	110
Figura 37: Formas de fundo da REBIO Arvoredo.	112
Figura 38: Natureza de fundo da REBIO Arvoredo.	113
Figura 39: Zonação fótica da REBIO Arvoredo.	114
Figura 40: Paisagem de fundo da REBIO Marinha do Arvoredo.	115
Figura 41: Porcentagem de forma de fundo para cada UC.	117
Figura 42: Porcentagem de zonação de incidência de luz por UC.	117
Figura 43: Porcentagem de tipo de fundo por UC.	117

Figura 44: Distribuição relativa das classes de paisagem nas UCs estudadas.....	118
Figura 45: Análise de Agrupamento (<i>cluster</i>) dos dados de métricas de paisagem das UCs estudadas. Foi realizada normalização dos dados antes da aplicação da análise. Embora a linha de corte indique dois três grupos, o gráfico mostra a possibilidade de agrupamento em apenas dois grupos.....	121
Figura 46: Número de fragmentos por UP de 100 hectares.....	124
Figura 47: Densidade de borda por UP.....	124
Figura 48: Índice médio de forma por UP.....	125
Figura 49: Agrupamento ideal por métricas da paisagem para Costa dos Corais.....	126
Figura 50: Agrupamento ideal por métricas da paisagem para Arvoredo.....	126
Figura 51: Agrupamento ideal por métricas da paisagem para Abrolhos, gleba N.....	127
Figura 52: Agrupamento ideal por métricas da paisagem para Abrolhos, gleba S.....	127
Figura 53: Agrupamento da Costa dos Corais em função das métricas de paisagem.....	128
Figura 54: Agrupamento de Abrolhos (glebas N e S) em função das métricas de paisagem.....	129
Figura 55: Agrupamento do Arvoredo em função das métricas de paisagem.....	130
Figura 56: Agrupamento por áreas das classes de paisagem (por valor absoluto de área e área normalizada) para APA Costa dos Corais.....	132
Figura 57 Agrupamento por áreas das classes de paisagem (por valor absoluto de área e área normalizada) para Abrolhos.....	132
Figura 58: Agrupamento por áreas das classes de paisagem (por valor absoluto de área e área normalizada) para o Arvoredo.....	133
Figura 59: Mapas finais de custos utilizados em algumas rodadas do MARXAN.....	135
Figura 60: Cenário de 1,2 e 3. Com bordas pretas as UPs selecionadas na melhor opção. A frequência de escolha é dada pelas classificação de cores.....	137
Figura 61: Cenários de 4, 5 e 6. Com bordas pretas as UPs selecionadas na melhor opção. A frequência de escolha é dada pelas classificação de cores.....	137

Figura 62: Cenários de 7 , 8 e 9. Com bordas pretas as UPs selecionadas na melhor opção. A frequência de escolha é dada pelas classificação de cores.....	137
Figura 63 Cenários de 10 , 11 e 12. Com bordas pretas as UPs selecionadas na melhor opção. A frequência de escolha é dada pelas classificação de cores.	138
Figura 64 Cenários de 13 , 14 e 15. Com bordas pretas as UPs selecionadas na melhor opção. A frequência de escolha é dada pelas classificação de cores.	138
Figura 65: Cenários de 16 , 17 e 18. Com bordas pretas as UPs selecionadas na melhor opção. A frequência de escolha é dada pelas classificação de cores.	138

SUMÁRIO

1.	Introdução.....	25
2.	Referencial Teórico.....	27
2.1	Conceitos de interesse.....	27
2.1.1	Paisagem	27
2.1.2	Paisagem Marinha.....	29
2.1.3	Biótopo.....	31
2.1.4	Ecossistema.....	31
2.1.5	Habitat.....	32
2.1.6	Nicho.....	32
2.1.7	Geodiversidade.....	33
2.1.8	Ecologia da Paisagem.....	35
2.1.9	Planejamento Sistemático para a Conservação.....	39
2.1.10	Recursos Ambientais Substitutos de biodiversidade.....	41
2.1.11	Unidades de Conservação Marinhas e seu Zoneamento.....	45
3.	Objetivos Gerais.....	55
3.1	Objetivos Específicos.....	55
4.	Áreas de Estudo.....	57
4.1	Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha.....	57
4.2	Área de Proteção Ambiental da Costa dos Corais.....	59
4.3	Parque Nacional Marinho de Abrolhos.....	62
4.4	Reserva Biológica Marinha do Arvoredo.....	65
5.	Materiais e métodos.....	69
5.1	Mapeamento das Formas do Fundo e Paleodrenagem.....	70
5.2	Mapeamento das Classes de Paisagem.....	78
5.3	Mapeamento das Formas de Fundo (BTM).....	78
5.4	Tipo de Fundo (natureza de fundo).....	78
5.5	Zonação Fótica.....	80
5.6	Mapas de Classes de Paisagem.....	82
5.7	Métricas de Paisagem – Análises Interna as Ucs.....	84
6.	Resultados e Discussões.....	93
6.1	Mapeamento das Formas do Fundo e Paleodrenagem.....	93
6.2	Mapeamento das Classes de Paisagem Marinha das Ucs....	100
6.3	Métricas de Paisagem.....	123
6.3.1	Agrupamento a partir de dados de métricas de paisagem por UP	123
6.3.2	Agrupamento a partir da área de classes de paisagem por UP	131

6.4	Planejamento Sistemático para a Conservação – MARXAN.....	134
7.	Conclusões.....	143
8.	Referências.....	147

1. INTRODUÇÃO

A criação de Unidades de Conservação (UCs) e outras formas de áreas protegidas com foco em uso humano restrito são as principais formas de intervenção governamental e territorial para se evitar a perda de biodiversidade em função da atual degradação ambiental, imposta pelo modelo de sociedade vigente e sua conseqüente pressão sobre os recursos naturais (DELELIS; REHDER; CARDOSO, 2010; MARGULES; PRESSEY, 2000; VALLEJO, 2009).

Constata-se, porém, que ações de criação de territórios protegidos nos sistemas marinho-costeiros historicamente sofreram de um lapso temporal em relação ao ocorrido no ambiente terrestre, tanto Brasil como no mundo. Como exemplo cita-se as criações do Parque Nacional *Yellowstone*, (Estados Unidos da América – 1872; e da Reserva Natural *Mokohinau Islands*, Nova Zelândia - 1888) como as primeiras Áreas Protegidas terrestre e marinha, respectivamente, a serem criadas a nível internacional. A nível nacional citam-se a Floresta Nacional de Lorena (1923) e o Parque Nacional de Itatiaia (1937), como primeiros exemplos de territórios protegidos em ambientes terrestres, contrastando com a tardia criação da Reserva Biológica Marinha de Atol das Rocas (1979), primeira UC marinha brasileira e criada mais de meio século mais tarde.

Ainda na escala nacional, observa-se atualmente uma defasagem de áreas protegidas entre os ambientes terrestre e marinho em termos percentuais (17% contra 1,5%), independente do número de UCs criadas, muito longe ainda do objetivo de 10% de áreas dos ecossistemas marinhos e costeiros protegidos considerados pelo Conselho Nacional da Biodiversidade em 2006 (BRASIL, 2006a).

Os métodos de planejamento para a escolha e delimitação desses territórios têm evoluído ao longo da história, partindo inicialmente da valorização e conservação de paisagens cênicas, por estética e atributos patrimoniais naturais específicos de determinados locais de apelo visual, pelo apelo à preservação de espécies através da conservação de habitats específicos, e atualmente chegando a métodos que usam de conceitos de ecologia da paisagem e modelos biogeográficos, onde diferentes escalas de processos entre elementos são considerados nas análises, pareceres, estudos e tomadas de decisão, no que se chama atualmente de Planejamento Sistemático para a Conservação (DELELIS; REHDER; CARDOSO, 2010; FRIEDLANDER *et al.*, 2010; MMA, 2007; RYLANDS; BRANDON, 2005; VALLEJO, 2002).

Observa-se que a ecologia, nesse sentido, tem conseguido com sucesso demonstrar uma série de estruturas e funcionamentos dos

ambientes utilizando-se de uma variedade de níveis de medidas de medições da paisagem no instrumental de análise, e que vem utilizando desse material e dessas ferramentas para auxiliar nos esforços de planejamento territorial para a conservação ambiental (BOSTRÖM *et al.*, 2011; FRIEDLANDER *et al.*, 2010; GROBER-DUNSMORE *et al.*, 2011).

Em ambiente marinho, um dos conceitos e termos recentemente e internacionalmente usados em trabalhos ecológicos e relacionados a serviços ecossistêmicos, através da modelagem de paisagem, são as *Seascapes* ou *Marine Landscapes*, (BUHL-MORTENSEN, DOLAN; BUHL-MORTENSEN, 2009), traduzidas como Paisagens Marinhas (NASCIMENTO, 2011; SARTORELLO; CAMPOS, FURLAN, 2000). Ao mesmo tempo, a implementação de metodologias do Planejamento Sistemático para a Conservação (PSC), que prezam por mais objetividade, sistematização de dados e transparência nos processos de seleção de áreas e seus zoneamentos, assim com nas suas etapas, se desenvolveu com auxílio da geomática, foram ganhando espaço ao longo do planeta (MARGULES; PRESSEY, 2000; SARKAR; ILLOLDI-RANGEL, 2010).

Com a meta brasileira de atingir 10% das áreas marinhas como sistemas de áreas protegidas ainda longe de ser alcançada e com a popularização cada vez maior de dados em diferentes escalas e sua disponibilização a baixo custo, muitas vezes pela rede mundial de computadores (TYBERGHEIN *et al.*, 2012), observa-se uma excelente janela de oportunidades para o uso desses conceitos e ferramentas no planejamento da conservação ambiental das águas marinhas e costeiras do Brasil.

A aplicação dos novos métodos de diagnóstico ambiental, produtos das novas ferramentas de geomática, associada a métodos de Planejamento Sistemático da Conservação, promete suprir de informações ainda inéditas os gestores e cientistas diretamente ligados ao manejo desses territórios, auxiliando diretamente no manejo de áreas atuais e respectivos procedimentos de seleção de novas áreas para a conservação.

O presente trabalho pretende aplicar métodos de análise espacial relacionados as características abióticas do assoalho marinho de Unidades de Conservação Federais marinhas, verificando através do mapeamento da paisagem marinha dessas áreas a possibilidade da identificação de diferentes setores ambientais e de áreas de maior interesse de conservação.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 CONCEITOS DE INTERESSE

Inicialmente serão apresentados os principais conceitos utilizados nesse trabalho, assim como outros conceitos correlatos e comumente usados como sinônimos. Esse esforço trará ao leitor uma maior objetividade na compreensão da abordagem aqui escolhida.

2.1.1 PAISAGEM

O conceito de Paisagem tem compreensão variada de acordo com disciplina científica que o adota, e está sempre associado à unidade espacial percebida ou sentida por um determinado sujeito (indivíduo para a geografia ou um determinado organismo para a ecologia) e ao resultante da combinação heterogênea de elementos bióticos e abióticos e sua distribuição, em diferentes escalas espaço-temporais. Mesmo dentro da Geografia, são diversas as abordagens em relação ao conceito e seu uso na disciplina, sendo uma versátil ferramenta de análise espacial e tendo recebido maior atenção durante o período da Geografia Tradicional – 1870 a 1950 (BRITTO; FERREIRA, 2011).

O conceito tem sua origem de aplicação científica diretamente relacionada à geografia da Alemanha do século XIX, quando o naturalista Alexander von Humboldt agregou significado científico ao termo, até então de uso primordialmente artístico, unindo subjetividade e objetividade na análise espacial e reunindo a filosofia do idealismo com a marca estética do romantismo da época (SILVEIRA, 2012). Humboldt objetivava incluir a complexidade do agrupamento de informações e representações nos processos de análise científica, possibilitando a observação de um todo natural e suas partes interconectadas, representando as estruturas naturais e tendo nas formas a função integradora das partes (BRITTO; FERREIRA, 2011).

A forma, como já dito, possui destaque no conceito da época e na construção da própria paisagem pelo observador, e representa, ainda no século XVIII, a comunhão entre subjetividade e objetividade, tendo nas mônadas os primeiros recortes de unidades de paisagem propostas. Mais do que isso, a forma representa uma conformação entre o todo e as partes, reforçando a ligação estético-teleológica na consideração da natureza, além de unir o objeto ao sujeito através da unificação da dinâmica (VITTE; SILVEIRA, 2010). Com a evolução das ciências, filosofia e do conceito de paisagem, o entendimento do funcionamento

do mundo através somente das formas e elementos é alterado, abarcando na análise sistemática da natureza o contexto dos processos formadores dos elementos através de método matemático-experimental (SILVEIRA, 2012).

Dentre os diversos usos e conceitos da paisagem na geografia, cuja complexidade deriva dos variados contextos históricos e culturais das épocas em que foram moldados, destacam-se ainda as visões de Richard Hartshorne, que correlaciona fortemente o produto das análises de paisagem a tipologia morfológica; a de Paul Claval, que a identifica como a materialização de idéias dentro de sistemas de significação; a de Jean Tricart, que considera a paisagem uma formação sistêmica formada por cinco atributos: estrutura, funcionamento, dinâmica evolução e informação, compartimentando a paisagem de forma geral em função da sua taxonomia e em diferentes níveis de organização; e a de George Bertrand, que a relaciona como uma porção do espaço e trata da complexidade interativa e dinâmica de elementos bióticos e abióticos que resulta em um conjunto único e em evolução contínua. Bertrand chega a propor uma classificação das paisagens em seis níveis de acordo com as escalas espaço-temporal: zona, domínio, região, geossistema, geofáceis e geótopos, dando maior atenção ao geossistema (BRITTO; FERREIRA, 2011)

Mas foi Jaean Paul Metzler, dentre os pensadores que construíram e desenvolveram o conceito cientificamente, que apresentou uma definição geográfica do conceito de paisagem mais adequada à linha utilizada nesse trabalho, quando considerou a paisagem como um mosaico heterogêneo de partes interativas, e existente ao menos por um fator, um observador e numa determinada escala de observação. Nessa mesma linha, BRITTO e FERREIRA (2011, p. 2) descrevem o conceito de paisagem representando uma *“aparência e uma representação de um arranjo de objetos visíveis pelo sujeito a partir de seus próprios filtros”*.

Essa noção de um todo formado por partes que o compõe, distribuídas heterogeneamente pelo espaço geográfico e com características naturais específicas, fornecendo ainda diferentes tipos de suportes e serviços aos sistemas biológicos e socioeconômicos e se comportando como um sistema dinâmico de trocas de energia, matéria e informação, que norteia o conceito de paisagem aqui aplicado.

O conceito de paisagem, principalmente o que se refere restritamente aos fatores abióticos da natureza, pode ser por vezes confundido com outros conceitos ecológicos e geográficos dos quais podem ser sinônimos ou não. Dentre eles se destacam os conceitos de habitat, biótopos e nicho, todos com forte conotação geo-físico-química,

cujas definições, além de outros aqui utilizados, são apresentadas a seguir e com uma tentativa de enfoque no que se diferencia do conceito de paisagem aqui utilizado.

2.1.2 PAISAGEM MARINHA

Adaptando a discussão para o meio marinho, objeto dessa pesquisa, e ainda segundo BOSTRÖM *et al.* (2011, p. 192, Tradução nossa), o conceito de Paisagem Marinha (*seascape*), sob a perspectiva ecológica, se traduz em uma área ou ambiente costeiro (ou espaço geográfico do fundo marinho) “*especialmente heterogêneo que pode ser percebido como um mosaico de fragmentos, um gradiente espacial ou qualquer outro padrão geométrico quantificado para ambientes bênticos ou pelágicos.*”

As estruturas¹ desse tipo de paisagem são comumente representadas como uma matriz espacial compreendendo fragmentos focais vistos como ilhas e que afetam, assim como no ambiente terrestre, movimentos animais e funções de sobrevivência em face ao isolamento geográfico (exemplo de uma área arenosa com pequenas manchas de algas marinhas, ou de um recife de corais envolto por areia em todos os lados). Os autores sugerem ainda que a maioria dos principais conceitos de ecologia da paisagem terrestre pode ser aplicada ao ambiente marinho, destacando que muitos dos organismos marinhos estão intimamente correlacionados com a estrutura bentônica, e que por sua vez pode ser considerada análoga à superfície terrestre.

O método de identificação e mapeamento de paisagens marinhas aqui aplicado busca descrever o ambiente marinho de acordo com suas principais características abióticas, tanto em termos de assoalho marinho quanto em relação a sua coluna d’água, provendo ainda uma visão mais global sobre o ambiente marinho e da plataforma costeira, além de suas características fisiográficas. Essas classificações são flexíveis de acordo com os ambientes e suas respectivas fisiografias, devendo ser adaptada

¹A estrutura é definida por um modelo espacial particular e a partir deste modelo são avaliadas sua composição (variedade e abundância relativa dos elementos da paisagem) e configuração (características espaciais particulares da distribuição de seus elementos). O estudo de sua função, por outro lado, está associado à investigação de um determinado fenômeno, como por exemplo, a ciclagem de nutrientes.

conforme as necessidades específicas de gestão de cada local (HAMDI; POPULUS; PIEL, 2007)

Nessa linha de pensamento, BUHL-MORTENSEN *et al.* (2009) afirmam que o fundo marinho pode ser caracterizado e classificado em diferentes escalas, partindo de ambientes locais com fatores que afetam organismos individuais específicos, para ecossistemas e paisagens onde os padrões de substratos, de terreno e de oceanografia podem influenciar comunidades biológicas e populações. Citam ainda que diversas abordagens e utilidades podem ser relacionadas aos mapeamentos de paisagens marinhas, sendo que o principal ponto na diferença entre sua composição e seu método de desenvolvimento está relacionado diretamente à sua escala e respectiva aplicação de conhecimento ecológico, como indicado em diferentes bibliografias (COSTANZA; KEMP; BOYNTON, 1993; ELLIS; SCHNEIDER, 2008; KENDALL; MILLER; PITTMAN, 2011).

Nesse sentido, nota-se que as aplicações do conceito de Paisagem Marinha tiveram por base mapas históricos de batimetria e sedimentologia, complementados por dados físico-químicos e hidrodinâmicos obtidos em campo, a partir de modelos numéricos, ou ainda, derivados de imagens de satélite, podendo inclusive ter em seu conteúdo dados hidrográficos continentais, dentre outros (AL-HAMDANI *et al.*, 2007; BUHL-MORTENSEN, P.; DOLAN; BUHL-MORTENSEN, L., 2009; HAMDI; POPULUS; PIEL, 2007; MAROTTA; AGUZZI, 2009). ROFF e TAYLOR (2000), por sua vez, desenvolveram um sistema de classificação baseado em fatores ambientais como temperatura da água, profundidade de penetração da luz, tipo de substrato, grau de exposição e declividade do fundo, sendo um dos modelos utilizados atualmente para trabalhos de compartimentação da paisagem marinha.

Essas classificações do assoalho marinho, com possível caracterização e compartimentação de feições morfológicas, tem sido usada para dar apoio a gestão marinho-costeira, a gestão de estoques pesqueiros (YOUNG *et al.*, 2011), inclusive em trabalhos relacionados a Unidades de Conservação, na Samoa Americana (LUNDBLAD, 2004; RINEHART *et al.*, 2004), Califórnia (IAMPIETRO; YOUNG; KVITEK, 2008; KLEIN *et al.*, 2008), Geórgia (KRACKER; KENDALL; MCFALL, 2008), Grã-Bretanha (WRIGHT; HEYMAN, 2008), Indonésia (TNC, 2003), França (HAMDI; POPULUS; PIEL, 2007) e Mediterrâneo (GIAKOUMI *et al.*, 2013), com comprovada utilidade e eficiência.

O mapeamento de paisagem marinha pode ainda ser abordado em diferentes escalas e resoluções temporais, espaciais e temáticas, diretamente relacionadas com o objetivo do mapeamento e da gestão da área, sendo que para fins de gestão ambiental é importante que sejam levantados dados ecologicamente relevantes a fim de apoiar uma abordagem ecossistêmica da gestão (COLTMAN; GOLDING; VERLING, 2008). Com relação ainda à escala espacial, observa-se que cada paisagem marinha pode conter uma série de habitats marinhos específicos, sendo que da mesma forma diversos habitats marinhos podem ser observados em diferentes paisagens marinhas, dependendo do sistema biológico abordado, e entendendo que o fundo marinho compreende uma malha heterogênea de paisagens e habitats determinados por suas especificidades e características ambientais, tanto bióticas quanto abióticas.

2.1.3 BIÓTOPO

Biótopos já foram considerados como as condições físico-químicas para a existência da biocenose e muitas vezes são confundidos com outros conceitos como habitat. Esse conceito evoluiu, como outros, temporalmente sendo compreendido como a parte abiótica do ecossistema. Atualmente pode ser considerado como a conjunção do habitat com as comunidades ali presentes, podendo inclusive ser utilizado em trabalhos de ecologia marinha e manejo da zona costeira (OLENIN; DUCROTOY, 2006). Ainda pode ser entendido como a porção terrestre ou marinha que apresenta condições ambientais uniformes e habitadas por determinada biocenose (KOTLYAKOV; KOMAROVA, 2007).

2.1.4 ECOSSISTEMA

Ecossistema pode ser considerado como o conjunto de componentes bióticos e abióticos do ambiente e suas interações (HEYMAN; WRIGHT, 2011; KOTLYAKOV; KOMAROVA, 2007), sendo o todo da interação das partes vivas e não vivas da natureza com seus mecanismos de fluxo de energia e matéria. Pode ainda se entendido como o lugar onde um organismo vive ou o lugar onde potencialmente viveria (ODUM; BARRETT, 2011).

2.1.5 HABITAT

Habitat pode ser entendido como uma área ambiental ou ecológica que é habitada por espécies particulares de animais, plantas ou outros tipos de organismos, sendo que habitats bênticos podem ser entendidos como áreas fisicamente distintas do fundo marinho que possuem características de abrigar determinada espécie ou organismo (HARRIS; BAKER, 2012). Além disso, entende-se que os habitats, sejam marinhos ou terrestres, podem ser de origem abiótica e/ou biogênica, apresentando grande variação de escala espacial (COSTELLO, 2009). ODUM e BARRETT, (2011) exemplificam que o habitat de determinada espécie pode ser representado apenas por um complexo abiótico, como cordilheiras arenosas estadunidenses para a comunidade de *Artemísia-da-areia*, embora em outros casos o habitat seja constituído por outros organismos e pelas componentes abióticas.

2.1.6 NICHOS

Nicho pode ser entendido como o habitat ótimo (ideal) do ambiente para determinada espécie (KOTLYAKOV; KOMAROVA, 2007), incluindo o papel funcional do espaço físico nos sistemas biológicos e sua posição nos gradientes de variáveis ambientais que influenciam na existência e distribuição de tais sistemas vivos (ODUM; BARRETT, 2011). Esses autores ainda categorizam o nicho em espacial, trófico e multidimensional, concluindo ainda que o nicho ecológico de um sistema vivo depende das somas das exigências ambientais.

Em boa metáfora, definem ainda que o habitat é o endereço do organismo, enquanto que o nicho é sua profissão, seu meio de vida dentro do habitat (que por sua vez inclui os fatores bióticos). Citam ainda que estudar o habitat é apenas o início dos estudos dos organismos, no qual fatores ligados à alimentação, fontes de energia, repartição de recursos taxa de crescimento, aptidões e efeitos devem ser inclusos por representarem grande influência na distribuição espacial biológica efetivamente observada na natureza.

Importante nessas descrições são as possíveis semelhanças com o conceito de paisagem utilizado pelo autor e que possam confundir o leitor. A escolha por outro nome ou conceito para descrever as mesmas características abióticas aqui apresentadas fica a critério de cada autor. O importante é que fique bem explicitada a motivação pelo conceito

escolhido, além de sua composição temática, entendendo ainda que conceitos continuam em evolução.

2.1.7 GEODIVERSIDADE

O conceito de geodiversidade parece ter aparecido por volta dos anos 40 do século XX através dos trabalhos do geógrafo argentino Frederico Alberto Daus (SERRANO; RUIZ-FLAÑO, 2007), com grande parte de sua aplicação concentrada na área da conservação ambiental, mais especificadamente na geoconservação, além de aplicável nas análises e estudos das relações entre a complexidade abiótica e os sistemas biológicos (GRAY, 2004; KOZLOWSKI, 2004; SERRANO; RUIZ-FLAÑO, 2007; SILVA, 2008).

Os diferentes conceitos para a geodiversidade descrevem a variedade na natureza abiótica (GRAY, 2004), tendo cada pesquisador cunhado seu conceito individualmente e de forma paralela ao conceito irmão de biodiversidade. Geodiversidade já foi definida genericamente como a variedade das feições e sistemas terrestres. O mesmo autor cita que outra definição pode ser proposta como sendo a amplitude da diversidade de características geológicas, geomorfológicas e pedológicas, além de suas associações, sistemas e processos.

SILVA (2008) faz um compilado do uso do conceito no Brasil, que teve seu desenvolvimento simultâneo ao internacional, e onde se destaca sua variabilidade em termos de conteúdo e sua utilidade na gestão ambiental e econômica. Nesse mesmo sentido de complexidade, (SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL, 2016) conceitua o termo como *“a natureza abiótica (meio físico) constituída por uma variedade de ambientes, fenômenos e processos geológicos que dão origem às paisagens, rochas, minerais, águas, solos, fósseis e outros depósitos superficiais que propiciam o desenvolvimento da vida na terra, tendo como valores intrínsecos a cultura, o estético, o econômico, o científico, o educativo e o turístico.”*

SILVA, (2008, p. 12), por sua vez, denomina ainda os complexos cenários naturais como *“paisagens naturais”*, e que elas estariam *“em constante dinâmica por meio da atuação de processos de natureza geológica, biológica, hidrológica e atmosférica”* e destaca outras aplicações voltadas ao planejamento territorial, além da intrínseca relação entre a cultura de um povo com a diversidade dos processos geológicos.

Ainda pode ser descrita de forma como a diversidade natural dos recursos geológicos, possuindo importância para as tomadas de decisão no planejamento da conservação ambiental (HARRIS; BAKER, 2012). HJORT *et al.*(2015), por sua vez, descrevem que a geodiversidade pode ser entendida como a variabilidade dos materiais, formas e processos físicos da superfície terrestre e que exerce função fundamental na sustentação de ecossistemas e seus serviços, tendo importância crucial na biodiversidade em diferentes escalas, podendo ainda dar suporte a biotas endêmicas a microambientes e de alta sensibilidade ambiental.

Embora o conceito seja jovem, a geoconservação é mais antiga, com raízes no início do século XIX, onde normativas criaram áreas protegidas em função de sua paisagem ou características geológicas, protegendo determinados espaços. Exemplos internacionalmente conhecidos são a criação de um ato em proteção a *Salisbury Crags* (Escócia, 1819), cujas rochas estavam sendo retiradas para o uso em construções, causando danos a paisagem local, e onde atualmente se localiza o *Holyrood Park* (GRAY, 2004), a Reserva Geológica Siebengebirge (Alemanha, 1836) e o Parque Nacional Yellowstone (Estados Unidos da América, 1872), conhecido por seus *gêiseres* (SILVA, 2008).

No Brasil, destaca-se o Regulamento dos Parques Nacionais de 1979, que determinava em seu artigo segundo que, para uma área ser determinada como um Parque Nacional deveria possuir “*um ou mais ecossistemas totalmente inalterados ou parcialmente alterados pela ação do homem, nos quais as espécies vegetais e animais, os sítios geomorfológicos e os "habitats", ofereçam interesse especial do ponto de vista científico, cultural, educativo e recreativo, ou onde existam paisagens naturais de grande valor cênico*” (BRASIL, 1979, p. 1).

A geoconservação tem como objetivos preservar as características abióticas naturais relacionadas à geologia, geomorfologia e pedologia, e para manter as taxas naturais e magnitudes das mudanças dessas características e dos processos naturais associados (SHARPLES, 2002).

A forma, que aparece como destaque tanto no conceito de paisagem, é constantemente citada nos conceitos de geodiversidade e parece ser subutilizada ou negligenciada tanto na análise de áreas protegidas marinhas, como no manejo de recursos costeiros (HEYMAN; WRIGHT, 2011). Geralmente observa-se que formas do fundo marinho são descritas pontualmente ou de forma descontínua (fragmentos) nas análises espaciais realizadas para a conservação (HARRIS *et al.*, 2005; KLEIN *et al.*, 2008), embora dados de batimetria, Modelos Digitais de

Terreno e índices diretamente relacionados a esses, como declividade, rugosidade, distância da costa, ou “*bathomes*” (zonas de profundidade) já sejam usados de forma consolidada em trabalhos dessa natureza (DOUGLASS *et al.*, 2014; ROFF; TAYLOR; LAUGHREN, 2003; ROFF; TAYLOR, 2000).

Poucos são os exemplos onde os limites de classes morfológicas são objetivos e aplicados em toda extensão do objeto de pesquisa. A aplicação de um modelo numérico flexível, porém com componentes objetivos de comparação para a delimitação espacialmente contínua, como o *BenthicTerrainModeler* (LUNDBLAD, 2004; NOAA, 2010; RINEHART *et al.*, 2004; WRIGHT *et al.*, 2005), agrega mais uma categoria de informações no complexo rol temático que o Planejamento Sistemático da Conservação permite.

Nessa linha de pensamento, a Paisagem Marinha, quando tematicamente constituída por fatores exclusivamente abióticos, pode ser considerada como um tipo de geodiversidade, uma vez que delimita espacialmente e de forma integrada características da geologia e geomorfologia do fundo marinho (SERRANO; RUIZ-FLAÑO, 2007).

2.1.8 ECOLOGIA DA PAISAGEM

A Ecologia da Paisagem, disciplina cuja origem pode ser determinada por volta dos anos de 1930 na América do Norte, estuda a troca de materiais bióticos e abióticos entre ecossistemas, as ações humanas como respostas a processos ecológicos e suas influências recíprocas, devendo ser estudada de forma holística para que possam ser entendidos os complexos padrões e processos ecológicos existentes (ODUM; BARRETT, 2011).

Campo multidisciplinar que combina a abordagem espacial geográfica com a ecologia funcional (BOSTRÖM *et al.*, 2011; ODUM; BARRETT, 2011), a Ecologia da Paisagem considera em suas análises a heterogeneidade espacial, as interações entre a heterogeneidade da paisagem, e a influência dessa complexidade nos processos abióticos e bióticos, além do manejo em benefício da sociedade. Trata-se de relações temporal e espacialmente multiescalares entre processos ecológicos e padrões espaciais que, quanto mais detalhadamente compreendidas, mais auxiliam a fornecer fundamentos teóricos e empíricos para uma variedade de ciências aplicadas e ações de manejo.

Para FORMAN e GORDON (1986) a Ecologia da Paisagem tem seu foco na estrutura (padrões espaciais dos elementos que compõem a

paisagem e seus objetos ecológicos), na função, nos fluxos de objetos entre os elementos da paisagem e nas mudanças e alterações do mosaico de objetos ao longo do tempo.

ODUM e BARRETT (2011) citam que a Ecologia da Paisagem estuda o complexo inteiro da rede de causa e efeito entre as comunidades vivas e suas condições ambientais que predominam em um setor da paisagem (TROLL, 1968), servindo de ótimo instrumental para a ciência geográfica e auxiliando nos estudos integrados do meio. Tais autores destacam ainda que a organização biológica dentro da paisagem possui duas abordagens contrastantes: por zonas, descrevendo comunidades discretas; e por gradientes, onde a organização se dá por gradientes ambientais e o reconhecimento por meio de estatísticas como distribuições de frequência, coeficientes e similaridades; indicam ainda que no ambiente físico são mais frequentes mudanças abruptas, em detrimento das variações gradativas, exemplificando que comunidades bentônicas marinhas apresentam zonações nítidas e em gradientes acentuados.

As escalas temporais e espaciais das análises de ecologia da paisagem têm ainda papel importante na interpretação dos resultados e na determinação de possíveis associações com diferentes tipos ou comunidades de organismos, pois a percepção das diferentes paisagens marinhas varia de acordo com características locais, dos organismos que dela dependem ou ainda do processo ecológico de interesse, sendo que nenhuma escala temporal ou espacial estará obrigatoriamente e exclusivamente definida ou delimitada para estudos dessa natureza (BOSTRÖM *et al.*, 2011; HOLLAND; BERT; FAHRIG, 2004; ODUM; BARRETT, 2011).

Segundo BOSTRÖM *et al.* (2011) são crescentes as evidências de que diferentes organismos em determinadas paisagens marinhas percebem as estruturas de fragmentos e mosaicos de formas diferentes e em diferentes escalas espaciais, como observado no conceito da granulação da paisagem apresentado por ODUM e BARRETT (2011).

Granulação diz respeito ao tamanho das manchas e a mobilidade de um determinado organismo, classificando-a como grosseira para resultados de vagilidade baixa, e fina para altas vagilidades. Para diferentes organismos, uma mesma configuração de paisagem e com a mesma extensão espacial pode ser sentida com diferentes resultados, apresentando classificação de granulação diferente, como no exemplo da comparação entre o *Buteojamaicensis* e *Peromyscusleucopus* apresentada pelos autores (espécies de gavião e

camundongo, respectivamente, e que ocupam o mesmo espaço geográfico).

Dessa forma, dentro de uma mesma escala espacial de análise, uma paisagem marinha que é funcionalmente conectada para uma determinada espécie, pode não o ser para outra, em função de especificidades relacionadas à fisiologia, anatomia, comportamento, ciclo de vida ou outras características ecológicas. Ainda citam que a definição das escalas de análise é uma escolha arbitrária, uma convenção, ou que se dá em dependência do tipo de processo a ser analisado (ELLIS; SCHNEIDER, 2008; KENDALL; MILLER.; PITTMAN, 2011; PITTMAN; BROWN, 2011).

A escala de resolução temática (classes temáticas resultantes do mapeamento) também aparece como um importante fator na análise dos dados e sua possível correlação com biota. KENDALL *et al.* (2011) determinaram que, para estudos de associação com peixes recifais, quando se utiliza o comprimento de borda do substrato consolidado como parâmetro de análise, os resultados apresentados são ruins, com escalas espaciais e temáticas de baixa resolução; o que já não acontece quando a base temática de análise passa a ser as áreas de sargaço (*seagrass*), que apresentam resultados semelhantes em escalas espaciais de detalhamento diferentes. No caso do Brasil, em muitos casos a variável “disponibilidade de dados” vai acabar por influenciar diretamente na escala espaço-temporal de algumas pesquisas, como no caso desse trabalho.

ODUM e BARRETT (2011), por sua vez citam que a vida silvestre é um fenômeno de bordas, também lembrando sobre a importância da heterogeneidade da paisagem para a sobrevivência dos animais de sangue quente do hemisfério norte. Citam, porém, que embora o efeito de borda aumente a diversidade (e a complexidade, por consequência). Borda demasiada, e em pequenos blocos de habitats, causam retornos decrescentes de diversidade. Em teoria, o clímax de diversidade acontece onde as manchas de habitat são grandes e a quantidade total de borda na paisagem também o é, demonstrando novamente uma grande dependência da escala para uso correto desses instrumentais.

Essas características de manchas e bordas na heterogeneidade da paisagem tem grande aplicabilidade nas ciências ecológicas da atualidade e encontrou na ferramenta geomática das Métricas da Paisagem (MCGARIGAL; MARKS, 1995; REMPEL; KAUKINEN; CARR, 2012) uma forma objetiva de aplicação de análises espaciais, tanto para a determinação desses parâmetros e de outros como na

determinação de relações entre biota e a geodiversidade (MCGARIGAL, 2002; ROBERT; JONES; HUVENNE, 2012; WEDDING; FRIEDLANDER, 2008).

A distribuição e as preferências ecológicas da grande diversidade de organismos dos oceanos, informação de interesse para diversos segmentos da sociedade, e a qual a Ecologia da Paisagem parece suprir informações, é geralmente pouco compreendida (TYBERGHEIN *et al.*, 2012). Porém diversos fatores abióticos ou abióticos podem ser citados como componentes importantes na manutenção e suporte aos biosistemas marinhos, tendo desta forma associação com a presença ou associação de biota marinha.

Do ponto de vista ecológico, o tipo de substrato pode ser considerado um dos principais fatores que condicionam o estabelecimento de vida no leito marinho, sendo a profundidade igualmente um aspecto chave no estabelecimento da comunidade biológica. Outras características do assoalho marinho como a morfologia, por exemplo, também podem orientar a diversidade e abundância de vida local (HARRIS, 2012; KENDALL; MILLER; PITTMAN, 2011; KENDALL; BAUER; JEFFREY, 2009; KRACKER; KENDALL; MCFALL, 2008).

Estudos relacionando a distribuição de três espécies de peixes-pedra (*rockfish*) através de associação espacial com o relevo marinho (IAMPIETRO *et al.*, 2008; YOUNG *et al.*, 2010), utilizando de técnica adaptada de estudos ecológicos do meio terrestre (JENNESS e ENTERPRISES, 2006), demonstraram alta correlação estatística entre presença de duas das três espécies estudadas com altos relevos rochosos da região, enquanto que nos baixos relevos e fundos arenosos a correlação encontrada foi negativa. Para outra espécie a correlação encontrada foi inversa, tendo a probabilidade de ocorrência maior em ambientes de baixo-relevo e substrato inconsolidado.

Fatores abióticos, como a temperatura, radiação solar, natureza do substrato, relevo e batimetria, ao mesmo tempo que propiciam condições para o estabelecimento e desenvolvimento da vida, podem atuar como barreiras ou estressores para a distribuição de determinadas espécies ou comunidades, dificultando ou repelindo a presença de grupos ecológicos específicos ou grupos biológicos. Desta forma exercem uma influência fundamental na distribuição da vida no leito marinho.

Nesse sentido, entende-se ainda que as variáveis ambientais podem ser agrupadas em três tipos: direta, indireta e variáveis dos

recursos², sendo que as variáveis do recursos e variáveis diretas são mais eficientes para casos de predição de habitat, enquanto que variáveis indiretas seriam mais úteis em análises onde os dados dos recursos objetos de análise são escassos ou inexistentes (HUANG; BROOKE, Brendan P.; HARRIS, Peter T., 2011). Os autores citam ainda que as variáveis ou descritores escolhidos devem representar os três mais importantes aspectos do ambiente marinho que influenciam a distribuição da biota bentônica no leito: energia solar, propriedades físicas do fundo marinho e propriedades da coluna d'água.

Assim a ecologia tem demonstrado com sucesso uma série de estruturas e funções ecossistêmicas através do uso em diferentes escalas do conceito de paisagem, usando disso para auxiliar na efetividade de esforços de utilização e conservação de recursos naturais (BOSTRÖM *et al.*, 2011; EYRE; MAHER, 2011; RANKEY; GARZA-PÉREZ; GARZA-PEREZ, 2012; WALKER; JORDAN; SPIELER, 2009), inclusive nos procedimentos relacionados ao Planejamento Sistemático para a Conservação.

2.1.9 PLANEJAMENTO SISTEMÁTICO PARA A CONSERVAÇÃO

Zoneamentos de áreas protegidas são as principais ferramentas administrativas de ordenamento territorial de áreas protegidas e onde são definidas distintas normas e ações para locais específicos, representando método mundialmente utilizado e em constante desenvolvimento (DUDLEY, 2008; KELLEHER; IUCN, 1999; LESLIE, 2005; THOMAS; MIDDLETON, 2003).

Ao redor do globo, os tipos e categorias de UCs podem se diferenciar de acordo com a legislação local, o que reflete nos diferentes tipos de zoneamento observados em planos de manejo e na literatura da área, embora existam protocolos e guias internacionais que induzam para uma certa padronização para a aplicação dos zoneamentos territoriais dessas áreas (KLEIN *et al.*, 2010; THOMAS; MIDDLETON, 2003).

No Brasil, a separação dos tipos de UCs em categorias de Uso Sustentável e Proteção Integral (US e PI) carregam consigo uma diversa possibilidade de tipos de zoneamentos, os quais além de necessitar ter

²Entende-se nesse caso como as variáveis dos recursos naturais alvos de conservação.

suas regras e ações em consonância com os objetivos de conservação da UC, também deve estar de acordo com as características naturais locais e suas respectivas limitações intrínsecas de uso (IBAMA, 2002, 2003; SOUZA; VIERA; SILVA, 2015).

Atributos específicos e características naturais ímpares, seja por representar habitat de espécie endêmica, seja pela sua insubstituibilidade ambiental, ou ainda pela sensibilidade ou fragilidade de uma espécie, forma, material ou processo, influenciam diretamente na definição dos limites das diferentes zonas dentro de UCs e respectivas normas de uso, sempre tendo como fio condutor a conformidade com os objetivos legais de conservação de cada território.

Embora predomine o viés técnico-científico focado na ecologia para a delimitação do zoneamento de UCs, deve-se observar que a sua definição resulta realmente de um complexo processo de conciliação de interesses e que vão além das características naturais de cada local da UC, principalmente nas áreas de uso direto permitido, chamadas no Brasil de Unidades de Conservação de Uso Sustentável.

O aumento na quantidade e qualidade dos dados disponíveis para utilização nesse tipo de planejamento acompanhou a tecnologia e os consequentes procedimentos para o zoneamento espacial, incluindo o marinho, seja com interesse conservacionista ou de uso. O Planejamento Sistemático para a Conservação (PSC) representa o atual estado da arte no que se refere à sistematização e processamento de dados para o planejamento conservacionista, tornando objetivo grande parte do processo e das etapas de gestão territorial.

Segundo os autores, o PSC é aplicado basicamente a partir de etapas ou procedimentos característicos: claras escolhas dos substitutos de conservação (Recursos Ambientais Substitutos - RAS) a serem utilizados nos modelos e compilação de seus dados, a determinação de objetivos quantitativos de recursos naturais que representem os alvos de conservação, a avaliação da proporção dos alvos de conservação já protegidos em caso de reservas já existentes, a aplicação de métodos claros e transparentes para a seleção das locações de novas reservas, a aplicação de critérios objetivos das ações de conservação nesses territórios, e finalmente a adoção de objetivos e mecanismos explícitos para a manutenção das condições dentro das reservas que sejam necessárias para promover a persistência de seus recursos naturais fundamentais.

Historicamente, porém, observa-se que mesmo com a evolução dos processos de seleção e zoneamento de áreas protegidas, além da aplicação de métodos mais transparentes e objetivos, tais trabalhos ainda

persistem em ter como base de tomada de decisão o uso dados e mapas de presença ou ausência de recursos vivos (DRUMMOND *et al.*, 2010; SUTCLIFFE *et al.*, 2015). Essas abordagens correspondem a uma ideologia cartesiana de causa e efeito, negligenciando os processos que influenciam a distribuição da vida ao redor do planeta e que se referem a uma visão mais holística e sistêmica da natureza.

2.1.10 RECURSOS AMBIENTAIS SUBSTITUTOS DE BIODIVERSIDADE

O uso de dados exclusivamente biológicos, ou a aplicação de métodos que privilegiam esse tipo de dado, apresenta algumas objeções que devem ser consideradas nas análises espaciais de PSC. Inicialmente sabe-se que coletas e análises biológicas, principalmente relacionadas aos animais topo de cadeia e à megafauna carismática, são atividades de alto custo financeiro e de grande esforço laboral (SUTCLIFFE, 2013; WYNSBERGE, VAN *et al.*, 2012).

Além disso, entende-se que ausência de evidência não significa necessariamente evidência de ausência, ou seja, que não é porque determinado organismo ou sistema não foi localizado em uma determinada área que ele não utilize aquele espaço, ou ainda, não dependa dele em de forma total ou parcial para suas etapas de vida.

Nesse sentido é crescente o uso de substitutos de biodiversidade na definição dos alvos de conservação dentro dos métodos PSC, incluindo formas, habitats, paisagens e seus fragmentos e processos naturais (que forneçam suporte aos alvos efetivos de conservação) no rol de alvos de proteção (BEIER *et al.*, 2015; GRANTHAM *et al.*, 2010; POSSINGHAM; GRANTHAM; RONDININI, 2007; ROFF; TAYLOR; LAUGHREN, 2003; STEVENS; CONNOLLY, 2004; SUTCLIFFE *et al.*, 2015).

Os substitutos (*surrogates*) podem ser divididos em três categorias: os substitutos bióticos ou taxonômicos, definidos pela seleção de outros táxons além do que pretende ser protegido ou outros bioindicadores; habitats como substitutos, onde diferentes composições de espécies influenciam nas classificações, assim como dados abióticos; ou ainda substitutos abióticos, voltados aos processos que fornecem as condições para o estabelecimento ou não da vida em determinadas áreas.

Substitutos biológicos são baseados em dados biológicos e podem ser subdivididos em três grupos principais: substitutos de táxon superior, onde os objetos de análise representam táxon superior ao do alvo de

conservação; substitutos de táxon cruzado, onde os grupos usados na análise são usados para identificar indiretamente outros grupos de espécies que usem o mesmo padrão espacial, e substitutos de táxons de subgrupo, onde determinadas espécies são usadas para representar outras das quais não há dados disponíveis (SUTCLIFFE, 2013).

Os substitutos ecológicos, por sua vez, estão relacionados diretamente aos processos abióticos que possibilitem a existência de um sistema biológico em determinada área, embora os processos de fluxo de energia e matéria que controlem essas relações sejam ainda rudimentarmente conhecidos (GRANTHAM *et al.*, 2010). Segundo o autor, esses substitutos podem ser mapeados através de classes discretas, como no caso das classes de paisagem, e cujo formato é largamente utilizado no planejamento espacial, ou por através de mapas de dados contínuos, através principalmente de possíveis correlações espaciais e estatísticas.

O uso de habitats como substitutos, por sua vez, tem sido amplo nos trabalhos de desenho de reservas, onde fragmentos espaciais são selecionados como objetos de conservação influenciando diretamente no desenho das reservas. Nesses casos, porções de classes de habitats ou paisagens são elencadas como alvos de conservação (STEVENS; CONNOLLY, 2004) e sua espacialização se faz necessária.

A paisagem também aparece como uma alternativa dentre as diferentes características ambientais usadas, sendo que quando composta exclusivamente por variáveis abióticas pode ainda ser considerada como geodiversidade. Assume, nesse entendimento, papel de destaque dentre os possíveis RAS, tendo dupla utilidade em processos de seleção de áreas para a conservação, assim como para o zoneamento de áreas já protegidas e se encaixando diretamente como alvos de geodiversidade e como substitutos de biodiversidade (BEIER *et al.*, 2015; MCARTHUR, 2009).

Uma diversidade de parâmetros abióticos diretamente relacionadas a essa complexidade do fundo estão sendo usados em análises na tentativa de correlacioná-los com a distribuição da vida marinha, como a complexidade estrutural e rugosidade (PITTMAN *et al.*, 2010), a declividade e a profundidade (IAMPIETRO *et al.*, 2008; YOUNG *et al.*, 2010), o tamanho e forma de fragmentos, porcentagem de cobertura das classes, número de fragmentos, tamanho de borda, dimensão fractal (BOSTRÖM *et al.*, 2011).

A paisagem, dessa forma, pode ser utilizada como RAS, podendo ainda ser caracterizada como substituto abiótico quando sua resolução temática for formada exclusivamente por variáveis físico-químicas,

tendo em seu mapeamento uma das práticas aplicáveis aos métodos de PSC. Dentre os métodos existentes e usados para as análises de mapeamentos de paisagem, destacam-se aquelas relacionadas às métricas de paisagem, originalmente desenvolvidas para o ambiente terrestre.

As Métricas de Paisagem quantificam as propriedades geométricas das superfícies mapeadas e têm sido utilizadas com eficiência para fins de ciência e conservação através do atual reconhecimento das estruturas espaciais, tanto em atividades de cunho ecológico, quanto para o manejo de recursos, incluindo os marinhos (WEDDING *et al.* 2011).

Aplicadas essencialmente para a identificação de relações entre estruturas espaciais, funções e serviços ecológicos e nas alterações dos padrões de paisagem marinha (PITTMAN, KNEIB, SIMENSTAD, 2011), as análises desse tipo se classificam em: composição da paisagem, abundância e complexidade dos tipos de manchas; arranjo espacial da paisagem e suas manchas; e a complexidade dos fragmentos ou da paisagem como um todo (WEDDING *et al.*, *op cit.*).

Especialmente no zoneamento de áreas protegidas, esse tipo de mapeamento pode auxiliar na identificação de áreas de geodiversidade única, ou ainda na identificação de RAS (surrogates) através de correlações estatísticas com processos ecossistêmicos ou sistemas biológicos. Pode, dessa forma, influenciar diretamente nas principais atividades realizadas nas UCs (fiscalização, monitoramento, pesquisa científica e educação ambiental), seja indicando áreas de possível ocorrência de espécies, direcionando pesquisas e monitoramento, seja indicando áreas com melhor relação custo-benefício para as ações de fiscalização.

Segundo ODUM e BARRETT, (2011) em paisagens terrestres, por exemplo, respostas indicam que a densidade populacional de aves estudadas aumenta à medida que o número de metros de borda por unidade de área estudada se elevou, sugerindo que a utilização da complexidade ou do comprimento relativo das bordas entre as classes de paisagem seja uma métrica aplicável como substituo de biodiversidade.

Os autores ainda citam que nas áreas ecótonos (área de transição entre diferentes ecossistemas ou comunidades) se encontram importantes espécies que não se encontram em nenhuma das áreas analisadas isoladamente (40%), e que em geral, se encontram espécies de ambos ambientes conexos, contendo ainda maior densidade populacional e número de espécies do que nas comunidades que os

margeiam, compreendendo espaços geográficos de interesse para a conservação.

KENDALL *et al.* (2011) sugerem, por sua vez, que a dimensão da borda entre o recife consolidado e a areia ou áreas de cobertura de sargaços (*seagrass*) no entorno do substrato consolidado respondem melhor como geoindicadores de vida marinha do que outros parâmetros, além de evidenciar que fatores como diferenças na metodologia de coleta de dados e a eliminação de outros efeitos abióticos na análise (como cobertura total do recife, rugosidade, profundidade e distância da costa) produzem influência direta nos resultados.

JEFFREY (2001), por sua vez, conclui em seu trabalho, realizado no Santuário Nacional Marinho de Florida Keys, ambiente caribenho, onde correlacionou associações de biomassa e biodiversidade com métricas de paisagem marinha, que a localização da área de estudos foi responsável pela variação da riqueza biológica encontrada, entre 32 e 57%, e após efeitos relacionados a tempo de mergulho e ao comportamento do mergulhador terem sido já eliminados da análise.

O autor frisa ainda ter encontrado significantes relações entre peixes e habitats, onde a estrutura de associação trófica foi afetada positivamente pela sua composição e abundância. Embora a correlação com carnívoros não tenha ficado evidente, correlação positiva foi encontrada entre piscívoros e herbívoros com riqueza e regularidade dos ambientes.

Entende-se ainda que quanto maior for a compreensão entre processos e padrões ecológicos no nível da paisagem, melhor compreendidos serão os fenômenos e processos que ocorrem no nível de organismos, populações, comunidades e ecossistemas, trazendo dessa forma potenciais benefícios à sociedade e natureza como um todo. BOSTRÖM *et al.* (2011) citam ainda que essas correlações espaciais entre a paisagem e os recursos vivos apresentam por vezes características de não-linearidade, adjetivo comum às formações costeiras, dentre outros sistemas naturais (BAAS, 2002; CHEN e EISMA, 1995; CUNHA e SANTOS, 2009; DAI *et al.*, 2004; ELGAR e MAYER-KRESS, 1989; GUNAWARDENA *et al.*, 2008).

Também entende-se, nesse sentido, que os efeitos da fragmentação da paisagem nas estruturas e nas dinâmicas dos sistemas naturais, biológicos ou não, representa grande importância nas ações de manejo e conservação de recursos naturais (PIERRI-DAUNT e TANAKA, 2014), reforçando o método de mapeamento da paisagem, com possível análise de suas métricas, como uma útil e importante

ferramenta para o monitoramento e o manejo de Unidades de Conservação.

2.1.11 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO MARINHAS E SEU ZONEAMENTO

Unidade de Conservação (UC) é, por definição legal, considerada como um *“espaço territoriale seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção”* (BRASIL, 2000, p. 1).

Atualmente as UCs no Brasil são subdivididas em duas categorias: as de proteção integral, onde somente são permitidos os usos indiretos dos recursos naturais, e as de uso sustentável, onde o uso direto dos recursos naturais é permitido. Essas duas classes se desmembram em outras doze categorias, cuja definição deve estar de acordo com as características naturais e sócio-econômicas locais, inferindo o grau de proteção e de uso mais adequado a cada local, sendo a categoria de Reserva Biológica a categoria mais restrita em relação ao uso dentre as demais (BRASIL, 2000).

O instrumento de uso e zoneamento dessas áreas é chamado de Plano de Manejo, documento técnico no qual *“se estabelece o zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais, inclusive a implementação das estruturas físicas necessárias à gestão da Unidade”*.

Zoneamento de Áreas Protegidas é conceito implementado por Kenton Miller durante a década de 80 do século passado (WWF-BRASIL; ELAP, 2015), onde sustentava a necessidade da existência de áreas específicas delimitadas, no interior do território protegido, que prescrevesse onde se localizarão as ações e como será o uso dos recursos naturais. Sete zonas são propostas: Intangível ou Científica; Primitiva, Uso Extensivo, Uso Intensivo, Histórico-cultural, Recuperação Natural e Especial. Essa abordagem é conhecida como zoneamento por uso (WWF-BRASIL; ELAP, 2015)

No Brasil, o Regulamento de Parques Nacionais introduziu os primeiros tipos de zonas através do Decreto Federal n 84.017, de 1979 (BRASIL, 1979), onde determinou-se que o território da área protegida deveria ser subdividido dentre as mesmas zonas propostas por Miller. Essas zonas devem estar adequadas aos objetivos de conservação

daquele território específico, além das características naturais do local, com suas aptidões e potencialidades, sejam elas de natureza ecossistêmica, científica, de visitação ou até de produção.

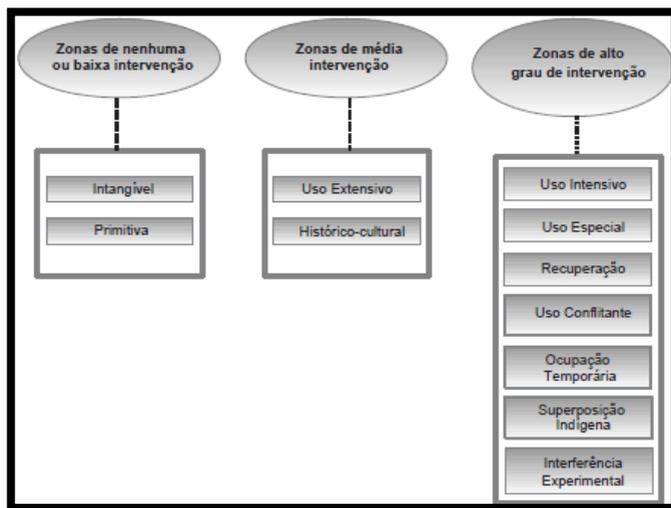
Posteriormente, o a Lei Federal n. 9.985/2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), definiu zoneamento como “*definição de setores ou zonas em uma unidade de conservação com objetivos de manejo e normas específicos, com o propósito de proporcionar os meios e as condições para que todos os objetivos da unidade possam ser alcançados de forma harmônica e eficaz*”(BRASIL, 2000).

Atualmente, as diferentes zonas são propostas³ por documentos orientadores denominados de Roteiros Metodológicos (IBAMA, 2002, 2003; SOUZA; VIERA; SILVA, , 2015), criados há décadas e ainda utilizados. Nesses roteiros, que se diferenciam em função do tipo de UC, as zonas que podem ser consideradas num Plano de Manejo de Unidades de Conservação de Proteção Integral são as zonas Intangível, Primitiva, de Uso Extensivo, de Uso Intensivo, Histórico-cultural, de Recuperação, Uso Especial, Uso Conflitante, Ocupação Temporária, Superposição Indígena, Interferência Experimental, e de Amortecimento, sendo que a categoria de manejo é fator importante na definição de quais zonas serão contidas em cada plano de manejo. Por exemplo, a Zona de Interferência Experimental é exclusiva de Estações Ecológicas, pois a UC, mesmo de proteção integral, permite que suas características naturais sejam alteradas para experimentos científicos (BRASIL, 2000).

Na teoria devem entrar, na composição da tomada de decisão sobre o zoneamento, dados físicos mensuráveis ou espacializáveis, critérios de singularidade da UC ou de parcela de seu território e critérios indicativos para vocação de uso, que acabam por direcionar esses zoneamentos (IBAMA, 2002), conforme observado na figura a seguir (figura 1), porém utilizando o mínimo de zonas possíveis. Por outro lado também se deve observar a via de abordagem de planejamento por nível de intervenção.

³ Os nomes e suas características são propostas de uso, principalmente para as UCs federais, sendo que diferentes zonas podem ser determinadas.

Figura 1: Proposta de zoneamento de UC de proteção integral em função do grau de intervenção, complementando a abordagem de zoneamento por uso (IBAMA, 2002).



A recente inclusão da paisagem e da biogeografia como critérios de análise e com poder de influência no zoneamento é entendida como um avanço no desenvolvimento da forma de zonedar UCs, sejam elas marinhas ou terrestres, assim como a recente aplicação dos princípios do enfoque ecossistêmico (WWF-BRASIL; ELAP, 2015).

Dessa forma, e conforme o exposto acima, vimos que tanto a definição de áreas para a conservação, quanto o zoneamento de UCs dependem de uma série de fatores socioambientais, seja pelas características naturais ou pelos conflitos de uso desses recursos, e que devem ser considerados em ambos os processos.

Observa-se, com base na literatura, que as diferentes características naturais e de uso de determinado espaço geográfico, seja pelos elementos que o compõe, seja pelos processos ecológicos ali presentes, são fatores cruciais tanto na seleção de novos espaços geográficos para a conservação (MMA, 2007) quanto para o adequado zoneamento das áreas protegidas já existentes (IBAMA, 2002, 2003; SOUZA; VIERA; SILVA, 2015).

Observa-se também que os conceitos utilizados aqui, seja o de paisagem, de geodiversidade, ou qualquer outro, vem evoluindo ao longo do tempo, assim como os métodos de delimitação e zoneamento de áreas protegidas. Da mesma forma, as ferramentas necessárias para a

execução dessas tarefas, sejam elas de seleção ou zoneamento, também têm se desenvolvido ao longo do tempo, tanto no que tange a coleta de dados, quanto sua sistematização, processamento e representação.

Sistemas de Informações Geográficas talvez sejam as melhores contribuições nesse sentido, por se tratar de ferramenta integrativa de teorias geográficas e ecológicas que permitem conexão com robustos bancos de dados e aplicação de funções estatísticas. Apresentam ainda potencial de tornar as ciências ecológicas mais preditivas e diretamente ligadas as tomadas de decisão (BREMAN, 2002). Nessa linha, processos de zoneamento, por exemplo, tiveram seus trabalhos facilitados com a automatização da espacialização dos dados, sejam eles dados de mapas mentais, de mapas temáticos básicos, ou ainda de trabalhos de pré-zoneamentos temáticos (WWF-BRASIL; ELAP, 2015).

O desenvolvimento dos SIGs, em meados dos anos 1960, teve direta relação com o desenvolvimento de tecnologias, como a computação e os sensores ambientais, além do seu uso em trabalhos sobre conflitos de uso do espaço, servindo sempre como uma ferramenta de planejamento e ao qual inferiu mais objetividade (DAWWAS, 2014). A capacidade de sistematizar e sintetizar grande quantidade de dados em imagens passíveis de interpretação do material analisado, fez com que os planejadores da época acreditassem que tal tecnologia tivesse utilidade para a resolução de conflitos de uso de espaços, sendo aplicado em diversos campos das ciências espaciais, diversas áreas da economia, da conservação e da produção.

Dois fatos alteraram a forma do uso do SIG nos anos 1990: a implementação de teorias de planejamento, onde valores etnoculturais passaram a ser considerados na tomadas de decisão, e mudanças nos regulamentos ambientais, exigindo técnicas que facilitassem as novas abordagens de conflito de uso por parte dos tomadores de decisão (WWF-BRASIL; ELAP, 2015)

No ambiente marinho, os SIGs têm sido largamente usados para fins de uso e conservação dos recursos naturais (BREMAN, 2002). O autor organiza uma série de artigos onde a ferramenta foi utilizada em grande diversidade de temas associados ao ambiente marinho, ao redor dos Oceanos Atlântico e Pacífico, onde dados bióticos e abióticos foram trabalhados espacialmente em diferentes escalas espaciais e temporais, apresentando dados e informações de diferentes naturezas que podem de alguma forma auxiliar na gestão dos recursos naturais.

Diversas são os recursos baseados em SIG atualmente disponíveis, seja para uso no planejamento territorial de forma geral seja para o planejamento associado à conservação ambiental. As alternativas de

software agrupam-se em torno de plataformas gratuitas, em muitos casos de código aberto, ou proprietárias. Destacam-se os SIGs ArcGis, com códigos fechados e uso vinculado a licença comercial, e o Quantum GIS, cujo uso é gratuito e códigos são abertos, e que vem ganhando adeptos a medida em que melhora a suas ferramentas de edição. Apesar de apresentarem em seu conteúdo interno ferramentas de planejamento espacial por si só, afinal o SIG teve sua gênese e desenvolvimento diretamente ligado ao tema, ferramentas adicionais desenvolvidas por diversos atores do meio da conservação ambiental estão largamente disseminada.

Em breve busca na internet podem ser encontrados diversos de programas e ferramentais SIG para o ambiente marinho, incluindo de propostas de estruturação de banco de dados, visualizadores de dados, georreferenciadores de imagens ROV, dentre outras funcionalidades, e que muitas vezes se desdobram em outras utilidades, dando acesso a uma complexa rede de ferramentas desse gênero, além de disponibilizar extensa bibliografia sobre o tema. Somente uma dessas tecnologias, o *Marine Geospatial Ecology Tools* (MGET) possui cerca de 300 outras funcionalidades ligadas a principalmente a imageamento remoto do ambiente marinho (ROBERTS *et al.*, 2010).

Destacam-se ainda iniciativas como, CLUZ, Panda, *Protected Area Tools* (PAT), *Zonae Cogito* e QMARXAN, dentre outras, que usam como propulsor o algoritmo matemático do programa MARXAN. *Marine Reserv Design Using Spatially Explicit Annealing* (MARXAN) e dá origem ao nome do software citado, que por sua vez é uma adaptação de software criado para ambiente terrestre para suprir demandada administração do Parque Nacional da Grande Barreira de Corais, na Austrália (BALL; POSSINGHAM, 2008).

A ferramenta trabalha na seleção de áreas para a criação de sistemas de reservas, onde através da compartimentação do espaço em Unidades de Planejamento (UP), determina a quantidade de recurso e o custos associados para cada uma dessas UPs, procurando selecionar áreas que garantam a otimização entre menor custo e maior representatividade ecológica nos desenhos propostos como resultados. O funcionamento do MARXAN será mais detalhadamente explicado adiante.

Exemplos de sua aplicação são abundantes na literatura e ao redor do planeta. Uma das aplicações pioneiras foi no próprio Parque da Grande Barreiras de Coral, em Queensland, Austrália, que realizou seu re-zoneamento entre 2000 e 2003, e onde se intencionava aumentar a proteção local através do incremento de zonas de proteção integral

(LEWIS *et al.*, 2003). STEWART *et al.*, (2003) por sua vez, aplicaram o método no sul australiano, comparando o sistema de reservas existentes na época com novas propostas de ampliação a partir da variação da quantificação dos alvos de proteção, definidos em seis camadas de referência.

Há também exemplos em outras partes da Oceania (GRANTHAM *et al.*, 2013; TULLOCH, *et al.*, 2013), África (HARRIS, *et al.*, 2014), Europa (GIAKOUMI *et al.*, 2013), e Américas (DUARTE *et al.*, 2014; KLEIN *et al.*, 2008), que representam apenas uma parcela dasua capilaridade atual e respectiva aplicabilidade em ambientes e escalas espaciais (ESFANDEH; KABOLI; ESLAMI-ANDARGOLI, 2015).

No Brasil podem ser citados os exemplo de JUNK *et al.* (2014), que trabalharam cenários de conservação no Pantanal brasileiro, através do uso de alvos substitutos a conservação (*surrogates*), o trabalho de ICMBIO (2012), propondo ampliação de áreas de proteção na região do banco de Abrolhos, onde uma complexidade de dados socioambientais subsidiaram as análises que resultaram em novas propostas de configurações dos territórios ambientalmente protegidos, e o principal trabalho em escala nacional para a conservação brasileira (MMA, 2007), denominado de *Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: atualização*, que determinou os atuais índices de prioridade de conservação no território brasileiro, incluindo a respectiva Zona Exclusiva Econômica (ZEE).Tais técnicas vão ao encontro do atual estado da arte do Planejamento Sistemático para a Conservação (PSC).

Há diversificada literatura a respeito da definição e uso de substitutos da conservação, que se utilizam dados de variáveis ambientais em substituição a dados de espécies para determinação de novas UCs, seus zoneamentos ou outras ações de conservação (BEIER *et al.*, 2015; GRANTHAM *et al.*, 2010; HJORT *et al.*, 2015; POSSINGHAM.; GRANTHAM; RONDININI, 2007; STEVENS; CONNOLLY, 2004; SUTCLIFFE *et al.*, 2015).Também são vários os motivos para a utilização de dados de recursos substitutos a dados biológicos, sendo que o alto custo de coletas biológicas (SUTCLIFFE *et al.*, 2015), principalmente quando reúne diferentes táxons (WYNSBERGE *et al.*, 2012), as dificuldades logísticas para aquisição de novos dados (BAN, 2009), eo alto grau de incertezas principalmente vinculados a espécies raras (HERMOSO; KENNARD; LINKE, 2013) podem ser usados como exemplos.

Exemplos de Recursos Ambientais Substitutos (RAS), são abundantes no ambiente marinho, podendo ser biológicos ou abióticos. Segundo GRANTHAM *et al.* (2010) os RAS podem ser classificados em taxonômicos e ambientais. Os taxonômicos são predominantemente baseados em dados biológicos, enquanto que os ambientais podem ser obtidos através de combinações biótico-abióticas. Os substitutos ambientais podem ainda ser subdivido em função de seus dados serem representados por classes discretas ou por dados contínuos.

Um dos exemplos é o uso de parâmetros de paisagem marinha e sua correlação com organismos marinhos. Pesquisas que procuram correlacionar fatores de habitat com a biodiversidade e biomassa desses organismos vem crescendo nos últimos anos ao redor do mundo, com potencial uso destinado a conservação ambiental e otimização do uso de recursos naturais. Estudos mais frequentes nesse sentido foram realizados em ambientes de sargaço (*seagrass*) e marismas (*saltmarshes*), enquanto que em ambientes de florestas de manguezais e recifes são menos numerosos (BOSTRÖM *et al.*, 2011).

Tanto em ambientes emersos quanto nos submersos, o uso de parâmetros de paisagem tem sido usados de forma a caracterizar o estado da paisagem através da composição e da configuração espacial das suas propriedades, distinguindo-os (parâmetros) em duas categorias: indicadores de Composição (riqueza, diversidade, dominância, área e perímetro) e indicadores da Estrutura (contágio, dimensão fractal, difusão e justaposição, polígono de maior área, densidade de elementos e densidade de fronteiras) (CARRÃO; CAETANO; NEVES, 2001).

Índices relacionados à morfologia (rugosidade, profundidade, declividade, feições morfológicas de fundo, orientação das encostas, distância da costa) e às métricas de paisagem marinha (forma de fragmento de paisagem, números de fragmentos e sua cobertura total, efeito e comprimento de borda entre classes de paisagem ou natureza de fundo), além dos relacionados à complexidade da paisagem (diversidade, fractalidade e função), são alguns exemplos de parâmetros de quantificação e qualificação do fundo marinho utilizados na predição de distribuição de organismos no ambiente marinho (BONETTI, .; POPULUS, 2009; BOSTRÖM *et al.*, 2011; KENDALL,.; MILLER,.; PITTMAN, 2011; MUMBY, 2006; PAPADIMITRIOU, 2002; PITTMAN; BROWN, 2011; PITTMAN *et al.*, 2007, 2008, 2010; WEDDING; FRIEDLANDER, 2008).

As UCs marinhas do Brasil se encontram, em sua grande maioria, localizadas em áreas da plataforma continental interna, fato que se reflete no recorte espacial adotado nesta pesquisa, na qual as áreas

protegidas escolhidas apresentam profundidades máximas em torno da isóbata de 50 m (MMA, 2007). A morfologia de fundo dessas áreas é resultado sobretudo de processos naturais, com impacto direto das diferentes posições do nível relativo do mar ao longo do tempo geológico recente, especialmente no Holoceno, e dos agentes hidrodinâmicos que atuam na esculturação do relevo de fundo e redistribuição dos sedimentos fluviais que atingem as áreas costeiras próximas (SHEPARD, 1973).

Os atuais fundos marinhos aqui investigados foram, em condições pretéritas, alternadamente áreas emersas ou submersas. Isso permitiu a formação de sistemas praias e planícies costeiras que durante o último máximo regressivo sofreram forte dissecação, com a escavação e estabelecimento de redes de drenagens, canais bem definidos, bacias hidrográficas e cabeceiras de drenagem, entre outras morfologias continentais. Em fases transgressivas foram inundadas e sofreram sedimentação marinha ou lagunar, biogênica ou siliciclástica, gerando um complexo histórico de erosão e sedimentação nesses ambientes, moldado por diferentes agentes (ANGULO; SOUZA, 2006; SUGUIO; TESSLER, 1984; SUGUIO *et al.*, 1985).

Diferentes tipos de costa são reconhecidos no litoral brasileiro, onde o suprimento de sedimentos, a herança geológica e a energia das ondas, do vento e de marés são as principais forças de primeira ordem que acabam por diferenciar e individualizar esses setores, tendo a variação do nível do mar no período Quaternário representado uma força de segunda ordem, agindo em escala espacial e principalmente temporal distinta (DOMINGUEZ, 2004).

Como característica geral, o fundo marinho da plataforma continental brasileira apresenta diversidade nos processos de sedimentação e na cobertura sedimentar ao longo da variação latitudinal da linha costa, além de baixa declividade média e largura variável de dezenas a pouco mais de cem quilômetros (BRASIL, 2006b; EKAU, KNOPPERS, 1996; KNOPPERS, EKAU, 1999; MAHIQUES *et al.*, 2010).

Apresenta ainda paleodrenagens e paleoincisões recobertas pela atual sedimentação marinha e costeira, seja suavizando a sua presença ou pelo total preenchimento com sedimentos (CONTI; FURTADO, 2009; FAGHERAZZI *et al.*, 2008; FURTADO; BONETTI; CONTI, 1996; WESCHENFELDER *et al.*, 2008), sendo que em alguns casos essas paleohidrografias se conectam (ou conectavam) e se relacionam com a atual hidrografia da planície costeira sedimentar e dos embasamentos cristalinos adjacentes (ABREU; CALLIARI, 2005;

ARTUSI; FIGUEIREDO JR., 2007; CONTI; FURTADO, 2009; WESCHENFELDER *et al.*, 2010).

Dentre toda essa complexidade de conceitos, de materiais e de formas do leito marinho, associadas aos diferentes métodos de investigação dos ambientes naturais, em especial ao fundo marinho, além das diferentes abordagens aplicadas à seleção de áreas para conservação ambiental e respectivos zoneamentos, abre um enorme leque de procedimentos científicos com potencial aplicabilidade na gestão territorial costeira.

Para esse trabalho, optou-se pela utilização do conceito de Paisagem Marinha relacionado às diferentes características abióticas combinadas de um determinado espaço geográfico, ou como cita COSTELLO (2009), as paisagens submersas definidas pelas suas características fisiográficas, se diferenciando dos conceitos de região e biótopos em função da inclusão de variáveis bióticas nesses dois últimos.

A ideia norteadora de *Seascape* aqui aplicada é concordante com a apresentada por HAMDI *et al.* (2007), onde o conceito é exclusivamente abiótico (utilizando-se dados disponíveis de abiótica e hidrografia). Os autores orientaram também a aplicação da geomática a partir dos mapeamentos temáticos iniciais e a criação de classes de paisagem compostas pelas suas características abióticas, embora tenham se utilizado de outras camadas temáticas de referência para geração de seus modelos em relação ao aplicado no presente trabalho.

Espera-se que as novas informações a serem geradas nesse documento, e que tratam de características abióticas espacializadas na forma de fragmentos de paisagem, alimentem de dados e informações a administração das UCs escolhidas e seus parceiros. Espera-se também que os produtos aqui gerados tenham potencial de fornecer novos subsídios para uso em diferentes escalas temáticas, espaciais e temporais relacionadas à conservação do bioma marinho-costeiro, seja pelo produto apresentado, seja pela replicabilidade do método. Espera-se também poder subsidiar de materiais e métodos os diferentes tomadores de decisão, seja em âmbito científico, cultural ou administrativo, como, por exemplo, nos trabalhos de seleção de novas áreas e o zoneamento ou re-zoneamento das diferentes UCs marinhas existentes.

3. OBJETIVOS GERAIS

A presente pesquisa pretende verificar através da aplicação dos conceitos de paisagem marinha, e nos moldes do Planejamento Sistemático da Conservação, se a seleção e determinação de áreas para a gestão de UCs pode ser eficientemente proposta em situação de carência de dados biológicos e a partir de dados públicos disponíveis.

Tem-se como hipótese que mesmo com a carência de dados biológicos e com o uso de dados estritamente abióticos, obtidos em diferentes escalas cartográficas e disponíveis ao público em geral, sejam possíveis à caracterização da paisagem marinhas das áreas de estudo e seu uso no zoneamento de áreas marinhas protegidas, através da determinação de áreas de maior interesse de proteção.

3.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

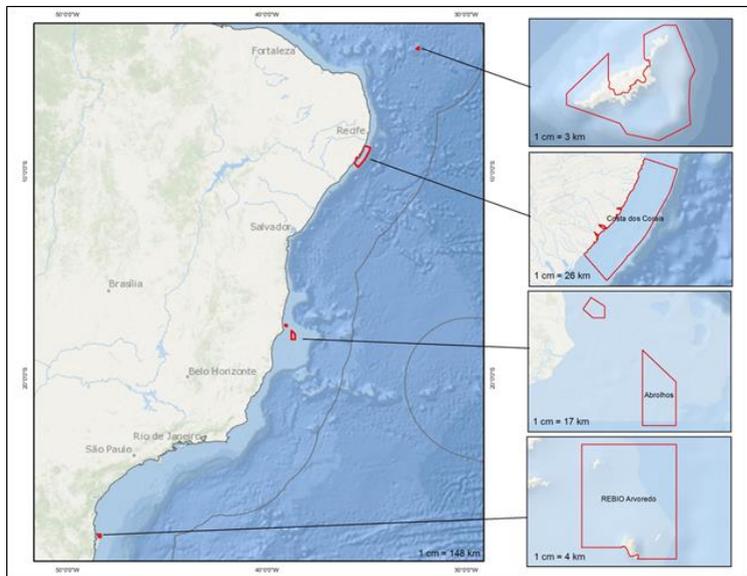
Tem-se como objetivos específicos a realização das etapas a seguir:

- 1) Elaborar mapas de variáveis abióticas das UCs (camadas de referência relacionadas a formas de fundo, natureza de fundo e zoneamento fótico),
- 2) Elaborar mapas de paisagem marinha dessas Unidades de Conservação a partir do cruzamento das camadas de referência mapeadas;
- 3) Verificar se as análises dos mapas de Classes de Paisagem e respectivas Métricas de Paisagem permitem o reconhecimento de diferentes setores ambientais na comparação intra e entre Unidades de Conservação;
- 4) Verificar se tais mapas de paisagem marinha são suficientes para a adequada representação da estrutura ambiental das Unidades de Conservação analisadas, podendo contribuir para seu zoneamento.

4. ÁREAS DE ESTUDO

A escolha das quatro Unidades de Conservação (figura 2) deu-se por apresentarem similaridades (unidades de apelo regional e significância biológica, e estarem localizadas em águas rasas com áreas emersas) e diferenças (localização latitudinal, regimes de marés, ondas e atmosférico) que favorecem comparações inter e intraespecíficas (BRASIL, 2006; MMA, 2007). Inicialmente optou-se pela escolha de três UCs para comporem as análises desse trabalho. Porém, com o decorrer do trabalho, uma das UCs selecionadas inicialmente teve de ser substituída, conforme apresentado no decorrer dessa tese.

Figura 2: Unidades de Conservação estudadas.



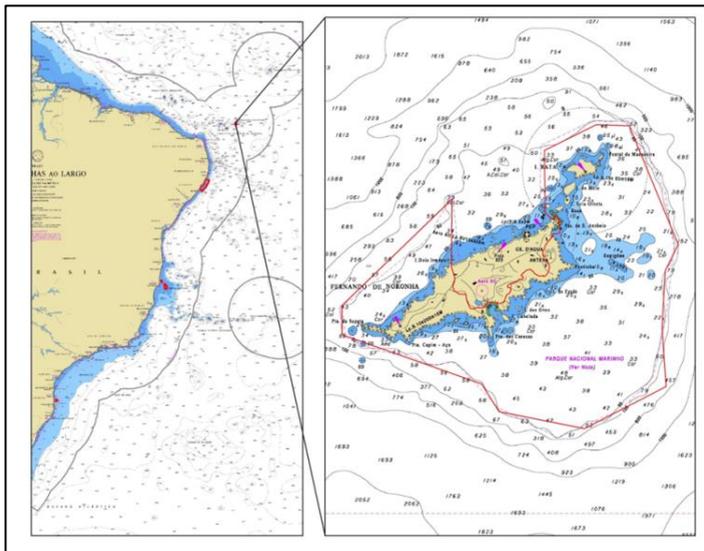
4.1 PARQUE NACIONAL MARINHO DE FERNANDO DE NORONHA

O PARNA Marinho de Fernando de Noronha foi criado com “o objetivo de proteger amostra representativa dos ecossistemas marinhos e terrestres do arquipélago, assegurando a preservação de sua fauna, flora e demais recursos naturais, proporcionando oportunidades controladas para sua visitação, educação e pesquisa científica e contribuindo para a proteção de sítios e estruturas de interesse

histórico cultural porventura existentes na área” (Brasil, 1988, p. 1). Possuindo aproximadamente 11.270ha de área (figura 3), é nesse ambiente estudado mais afastado da costa brasileira e está centrado geograficamente nas coordenadas de latitude $-3,857249^\circ$ e longitude $-34,428800^\circ$, na Região Nordeste da ZEE brasileira (MMA, 2008), onde predominam as águas quentes da corrente Sul Equatorial, propiciando condições específicas para a formação de recifes de corais e ecossistemas altamente diversificados, sendo o litoral dominado por dunas, falésias, e cordões litorâneos (MMA, 2007).

Além de ser caracterizado como zona de macro marés (MMA, 2008), esse ambiente é ecologicamente caracterizado sob domínio Tropical Atlântico, província Tropical Atlântica Sudoeste e ecorregião Fernando de Noronha e Atol das Rocas (SPALDING *et al.*, 2007).

Figura 3: Localização do Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha.



A plataforma marinha do arquipélago, com cerca de 20 km de diâmetro rodeando-o, e situada a uma profundidade média de 100 m, foi esculpida como resultado de expressiva diminuição do nível do mar, sendo que os contornos atuais das ilhas foram definidos somente a partir dos últimos 10 a 15 mil anos, quando o avanço do mar iniciou o processo de recorte da costa. Antes desse avanço, extensas praias, hoje a 10m ou mais abaixo do nível do mar, propiciavam abundante quantidade

de areia que, submetida a ventos dominantes do quadrante ESE, originaram campos de dunas cujo testemunho é registrado através do Arenito das Caracas (IBAMA, 2005) e que ainda podem ser observadas nas proximidades do Porto e entre as Praias da Cacimba do Padre e dos Porcos.

As ilhas apresentam pontões, tómbolos, praias relativamente estreitas e delimitadas por pontas rochosas, onde se apresentam baías e enseadas, sendo que o transporte de sedimentos por ondas é restrito a domínio das unidades fisiográficas separadas pelos embasamentos, e onde pequenas lagunas se formam em maré baixa no Atalaia e Tamandaré (ALVES, CASTRO, 2006). Oceanograficamente, a área do arquipélago apresenta duas zonas diferenciadas em função do regime de ondas e ventos: mar de dentro (face do arquipélago voltada a NW), onde se situa a maioria das praias e onde há menos ação dos ventos alísios e correntes de SE, e mar de fora (face voltada a SE), ambiente de maior energia (SERAFINI; FRANÇA; ANDRIGUETO-FILHO, 2010).

No Arquipélago de Fernando de Noronha podem ser encontradas espécies de corais construtoras de recifes, apesar de o arquipélago possuir apenas incrustações de corais e não possuir formações recifais verdadeiras, como acontece nas formações coralinas do Banco de Abrolhos.

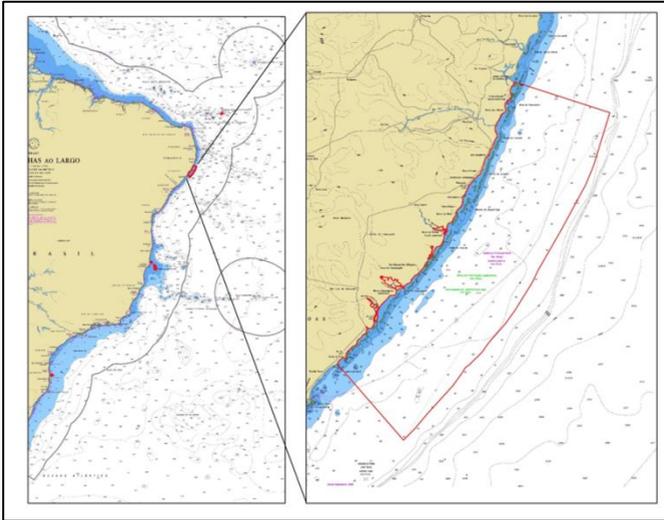
4.2 ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA COSTA DOS CORAIS

A APA Costa dos Corais (figura 4) foi criada através do Decreto Federal sem número de 23 de outubro de 1997, com os objetivos de *“garantir a conservação dos recifes coralígenos e de arenito, com sua fauna e flora; manter a integridade do habitat e preservar a população do Peixe-boi marinho (Trichechus manatus); proteger os manguezais em toda a sua extensão, situados ao longo das desembocaduras dos rios, com sua fauna e flora; ordenar o turismo ecológico, científico e cultural, e demais atividades econômicas compatíveis com a conservação ambiental; e incentivar as manifestações culturais e contribuir para o resgate da diversidade cultural regional”* (p. 1)

Está localizada na Região Nordeste da ZEE brasileira (BRASIL, 2006b), zona de meso marés (MMA, 2008) onde a costa apresenta um perfil regular, contrastando com estuários e deltas de grandes rios as formas dos extremos norte e sul, destacando-se o Parnaíba e o São Francisco e onde as barreiras de recifes representam

característica notável da costa. A área se caracterizabiogeograficamente comopertencente à província Marinha Tropical Atlântica Sudoeste e ecorregião Nordeste do Brasil, dentro do domínio Tropical Atlântico (SPALDING *et al.*, 2007)

Figura 4: Localização da Área de Proteção Ambiental da Costa dos Corais na costa brasileira.



A UC tem sua forma paralela a linha de costa, por cerca de 130km e entre os municípios de Tamandaré (PE) e Paripuera (AL), e engloba praias (dentro da linha de preamar média), corais, rios, manguezais e plataforma costeira consolidada até a sua borda, apresentando área de aproximadamente 413.563 hectares (PRATES, 2003).

A plataforma continental na região apresenta pouca largura, em torno de 35km, e pouca profundidade até a quebra da plataforma, que ocorre entre 50 e 60m de profundidade, acompanhada por baixa declividade, sendo a cobertura sedimentar formada por sedimentos terrígenos e carbonáticos biogênicos, com pequena taxa de sedimentação marinha. Apresenta ainda linhas de beachrocks paralelas à costa, que abrigam o desenvolvimento de algas e corais (MANSO; CORRÊA; GUERRA, 2003).

A Corrente do Brasil predomina no local, apresentando águas quentes e com alta salinidade. Trata-se ainda de uma das sete UCs que

possuem comunidades significativas de corais no país, sendo a única federal costeira que apresenta tais características. Porém, é exatamente por essa característica de proximidade da costa que tem boa parte de seu território sob ameaças, principalmente pelo aumento de população residente no litoral e aumento de visitação pública (CASTRO, 1999).

Seus recifes apresentam crescimento em colunas que se aglutinam pelo crescimento lateral do topo e que por sua vez ficam periodicamente expostos. Zoantídeos, algas calcárias e corais são os principais componentes biológicos que habitam o topo desses recifes, considerados ainda como ambientes instáveis em comparação a ambientes mais profundos (STEINER *et al.*, 2015).

A inclusão da complexidade dos ambientes costeiros e marinhos protegidos por esse território permite a proteção de espécies como o peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*), que além de ameaçado de extinção (PRATES, 2003) possui grande apelo carismático que pode auxiliar nos demais objetivos de conservação (HOOKER; GERBER, 2004; MARRIS, 2013). Além do peixe-boi marinho o território protegido abriga espécies como o mero (*Epinephelus* sp.), caranha (*Lutjanus* sp.), barracudas (*Sphyraenabarracuda*) (PRATES, 2003), e bodião-fogueira (*Bodianus pulchellus*), bodião-papagaio-verdadeiro (*Bodianus rufus*), piraúna (*Cephalopholis fulva*) e garoupa-gato (*Epinephelus adscensionis*), dentre outras ⁴.

Altos níveis de impactos, relacionados diretamente a atividades antrópicas de ocupações irregulares, retirada de corais, desmatamentos e queimadas, resultando impactos diretos como em carreamento de sedimentos e poluição orgânica nas praias e recifes, motivaram as ações que resultaram na criação da UC.

Atualmente a APA Costa dos Corais conta com Plano de Manejo, conselho atuante e diversas atividades de monitoramento e pesquisas científicas com apoio financeiro externo, como o caso do projeto “Toyota APA Costa dos Corais”, o “Projeto Monitoramento Comunitário da Biodiversidade da APA Costa dos Corais” (apoiado pela Fundação SOS Mata Atlântica e Toyota), o Programa Costa Atlântica, da mesma Fundação SOS Mata Atlântica, e ainda o recentemente aprovado Projeto TerraMar, financiado pelo governo Alemão e com objetivos de “garantir que um planejamento ambiental territorial coerente e a gestão integrada da zona marinha e costeira contribuam para a proteção e o uso sustentável de sua biodiversidade”..e focado em “ações voltadas à capacitação e ao desenvolvimento de

⁴<https://portaldabiodiversidade.icmbio.gov.br>

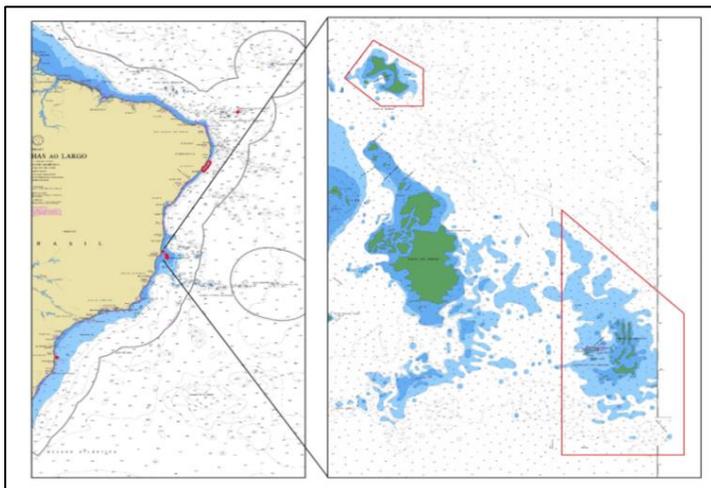
metodologias de monitoramento e gestão dos recursos naturais encontrados na costa brasileira”⁵.

4.3 PARQUE NACIONAL MARINHO DE ABROLHOS

O PARNA Marinho de Abrolhos (figura 5), criado com o “*objetivo de resguardar atributos excepcionais da natureza, conciliando a proteção integral da flora, da fauna e das belezas naturais com a utilização para objetivos educacionais, recreativos e científicos*” (BRASIL, 1986, p. 1), se localiza geograficamente na Região Central da ZEE brasileira (BRASIL, 2006b) e em ambiente ecologicamente caracterizado sob o domínio Tropical Atlântico, província Tropical Atlântica Sudoeste e ecorregião Leste do Brasil (SPALDING *et al.*, 2007).

Possui cerca de 68.880ha de área, divididas em duas glebas: ao norte, chamada de Recifes das Timbebas; e ao sul, chamada de Parcel dos Abrolhos. Atualmente essa UC passa por controversa proposta de ampliação, além de criação de outras UCs em seu entorno (APA e RVS), que totalizariam em eu território cerca de 3% da ZEE brasileira (ICMBIO, 2012).

Figura 5: Localização das duas glebas do Parque Nacional Marinho de Abrolhos.



⁵<http://www.mma.gov.br/gestao-territorial/projeto-terramar>

Está situado em uma zona de micro marés, área dominada por deltas, falésias, recifes de arenito e cordões litorâneos (MMA, 2008) e dentro dos limites do Banco de Abrolhos, região anômala da plataforma continental por apresentar largura de aproximadamente 240km, contra média de 40km (IBAMA, 1991), e compreendendo o alargamento da plataforma continental entre a foz dos rios Jucuruçu e Doce, gerado pelo retrabalhamento dos sedimentos do grupo Barreiras ao longo das oscilações do nível do mar (ANDRADE *et al.*, 2003; MARCHIORO *et al.*, 2005).

O Banco de Abrolhos, situado entre 10 e 65 km da costa, se encontra em zona passível de sofrer com impactos do continente, e representa a maior seção da plataforma continental brasileira, além de abrigar o ambiente coralíneo mais setentrional do Oeste do Atlântico Sul, sendo do tipo *patchyreefs* (recifes fragmentados, desiguais).

São os maiores e mais ricos recifes de coral do Brasil, abrigando a maior concentração de espécies de recife de coral do país, lista essa que vem aumentando gradativamente (AMARAL *et al.*, 2009; IBAMA, 1991; ICMBIO, 2012), e diferenciam-se dos recifescaribenhos em função das características dos sedimentos do entorno, dos organismos de construção dos recifes, da história de desenvolvimento no Holoceno e pela morfologia, sendo também diferente morfologicamente dos ambientes recifais coralíneos do Atlântico Norte (LEÃO, 1982; LUNDBLAD, 2004).

A depressão de Abrolhos é conhecida como uma paleolaguna, exposta subaericamente e profundamente escavada pelo sistema de drenagem fluvial em período pretérito, e onde a partir dos últimos 8000 anos teve cessada a sedimentação continental, dando lugar a deposição marinha de carbonatos biogênicos. As feições batimétricas bem evidentes sugerem a confluência de algumas drenagens contemporâneas sobre a planície então exposta, dividindo-a em duas zonas, e evidenciando dois canais distintos (ANDRADE *et al.*, 2003; SERAFINI; FRANÇA; ANDRIGUETO-FILHO, 2010).

Morfologicamente falando, esses dois canais separam estruturas coralinas em diferentes profundidades e formas: as mais interiores (conhecido como Arco Costeiro) apresentam chapeirões fundidos lateralmente em bancos recifais, enquanto que nos corais mais afastados da costa (Arco Externo localizado nas zonas mais profundas de 25m), predominam os chapeirões isolados, que por sua vez, não foram unidos por coalescimento lateral (ICMBIO, 2012; RUDORFF; KAMPEL; SUMIDA, 2009).

As buracas, por sua vez, são importantes feições morfológicas da região, formadas por depressões circulares em ambientes coralinos, com diâmetros entre 15 e 70m e apresentando até 20 metros de profundidade (a partir do leito marinho) e que costumam atrair grande quantidade de vida ao seu redor, estando associadas à presença de mamíferos aquáticos (ICMBIO, 2012).

Atualmente, os corais influenciam diretamente o quadro geológico da área submersa, onde se observa a concentração de material orgânico detrítico aumentando em direção aos recifes e a partir da linha de costa, à medida que diminui a concentração de quartzo e demais siliciclastos (IBAMA, 1991). Sua morfologia, paralela à costa é formada por dois arcos consecutivos, largamente expostos nas marés mais baixas, que juntamente com características hidrodinâmicas de correntes de ondas e marés, serve de barreira topográfica e hidrodinâmica para as águas da Corrente do Brasil dominantes no Arquipélago (PIRES; CASTRO; RATTO, 1999).

No território do Parque se situam três ilhas maiores e uma ilhota menor, estando a maior (Ilha de Santa Bárbara) sob domínio da Marinha do Brasil. São ilhas com extensão entre 100 e 300m aproximadamente, e altitude media que varia entre 13 e 36 metros, onde se desenvolvem feições de cuevas e onde as escarpas mais elevadas se encontram orientadas para o quadrante sul. Praias arenosas circundam parte das ilhas, onde rochas sedimentares afloram e onde surgem feições como praias de matacões e paredões abruptos (IBAMA, 1991; IBGE *et al.*, 1995).

As águas predominantes são oligotróficas e as correntes predominantes, em ambos os canais, fluem para sul (LEÃO, 1982) com velocidades médias entre 1,5 e 3,0nós (IBAMA, 1991), além de apresentar baixas concentrações de material particulado em suspensão em áreas interiores (3mg/l) e altas nas bordas dos recifes externos, indicando eventos de extrema ressuspensão nessas áreas. Quatro domínios de águas, em função da composição mineralógica e química do material em suspensão associado puderam ser identificados, variando longitudinalmente; a variação da maré é de 2 metros (LEÃO, 1982).

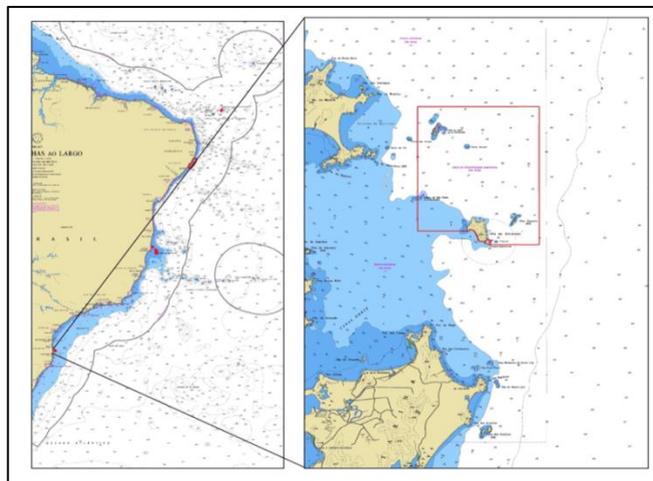
A direção das ondas é predominantemente proveniente do quadrante NE entre os meses de setembro a fevereiro, de norte em março e de sul entre julho e agosto, variando até 1,5m durante o ano e ultrapassando os 3,0m durante eventos de ondas de tempestade do quadrante sul. Ondas de leste e sudeste também ocorrem, porém de frequência menos significativa que as demais citadas. Nas calmarias de verão, entre os meses de dezembro e fevereiro, predomina a

permanência de águas com menor concentração de sólidos em suspensão, enquanto que durante as mudanças de vento e nas marés de sizígia ocorrem os aumentos de turbidez (IBAMA, 1991; LEIPE *et al.*, 1999).

4.4 RESERVA BIOLÓGICA MARINHA DO ARVOREDO

Localizada ao sul do Trópico de Capricórnio, a REBIO Marinha do Arvoredo (figura 6), criada com “o objetivo de proteger amostra significativa dos ecossistemas da região costeira ao norte da ilha de Santa Catarina, suas ilhas e ilhotas, águas e plataforma continental, com todos os recursos naturais associados” (BRASIL, 1990, p. 1), está geograficamente centralizada nas coordenadas latitude -27,238244° e longitude -48,378953°, na Região Sul da ZEE brasileira, e atualmente sofrendo um processo de tentativa de alteração de sua categoria de uso, e conseqüentemente de proteção⁶.

Figura 6: Localização da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo



Nessa área, a presença da Água Central do Atlântico Sul sobre a plataforma continental e sua ressurgência ao longo da costa durante o verão, contribuem para o aumento de produtividade, juntamente com o

⁶<http://www.icmbio.gov.br/porta/comunicacao/noticias/4-geral/2823-recategorizacao-de-rebio-sera-discutida-em-florianopolis.html>

encontro das correntes do Brasil e Malvinas, que influenciam diretamente na composição da fauna local (MMA, 2007). Situa-se em área de micro marés da Bacia Sedimentar de Santos, onde predominam ambientes costeiros de costões rochosos, lagunas barreiras e manguezais (MMA, 2008). Esse ambiente é ecologicamente caracterizado como estando contido no domínio Temperado Sul-americano, província Temperada Quente do Atlântico Sudeste e ecorregião Sudeste do Brasil (SPALDING *et al.*, 2007)

A Unidade de Conservação possui área de aproximadamente 17.600ha, que engloba três ilhas principais (sendo a do Arvoredo a maior, além das Ilhas das Galés ao norte e Deserta a leste) e alguns calhaus (CHLUDINSKY, 2002), basicamente formados por rochas graníticas cortadas por diques básicos–intermediários de variadas espessuras (TOMAZZOLI; LIMA, 2004), e cobertura vegetal predominantemente arbórea na Ilha do Arvoredo (que apresenta ainda vegetação arbustiva e de restinga) enquanto que nas outras ilhas predominam estruturas vegetacionais arbustivas e arbóreas, além de reduzida área emersa (FILIPPINI, 2009; IBAMA *et al.*, 2003).

Toda área da REBIO Arvoredo se encontra na Plataforma Continental do Sul do Brasil, acima da quebra do talude continental e até 50m de profundidade, onde são encontradas, de modo geral, areias recobrando o fundo (BRASIL, 2006b). A topografia da plataforma interna nessa região apresenta baixa declividade, com isóbatas alinhadas aproximadamente com a atual linha de costa (ABREU, 2010; ZEMBRUSKI, 1979). No entorno dessa UC, que inclui a Baía de Tijucas, as profundidades atingem 44,0m (média de 16,3m), com as isóbatas se apresentando distribuídas uniformemente, sendo que na porção Oeste da Reserva várias elevações se fazem presentes.

Destacam-se na morfologia da área um alto batimétrico ao norte da Ilha das Galés, além de um pequeno vale sentido NO entre as ilhas do Arvoredo e Deserta, que pode ter implicações importantes na mistura de águas que ocorre no interior da UC e suas consequências na biodiversidade da Reserva (CHLUDINSKY, 2002).

Segundo PEREIRA *et al.*, (2009), em sua escala espaço-temporal abordada, diferentes feições oceanográficas (tipos de águas) se apresentam na região e de acordo com a sazonalidade, mostrando-se extremamente dinâmicas e apresentando variações em suas características biológicas e físicas, com condições mais homogêneas durante o verão, contrastando com maior riqueza de feições durante o inverno. Foram observadas feições relacionadas às Corrente do Brasil (CB), Água Central do Atlântico Sul (ACAS), Contra Corrente

Costeira (CCC), Água de Plataforma (AP), Água Tropical (AP) e Ressurgência Costeira (RC), essa última associada sempre a condições meteorológicas específicas (predominância de ventos caracterizando estabelecimento de massa de ar quente).

Mais especificadamente, na área de estudo são encontrados sedimentos arenosos e lamosos, além de suas combinações, ora com concentrações de biodetritos (ABREU, 1998), contando ainda com a presença de parcéis e substratos rochosos consolidados (SANTOS *et al.*, 1996). Concentrações de carbonato atingiram cerca de 37% em porção central da UC, e concentração de matéria orgânica que variaram entre valores inferiores a 1% e pouco acima de 14%, com destaque à grande concentração do material na Baía de Tijucas (BITENCOURT, 2013).

5. MATERIAIS E MÉTODOS

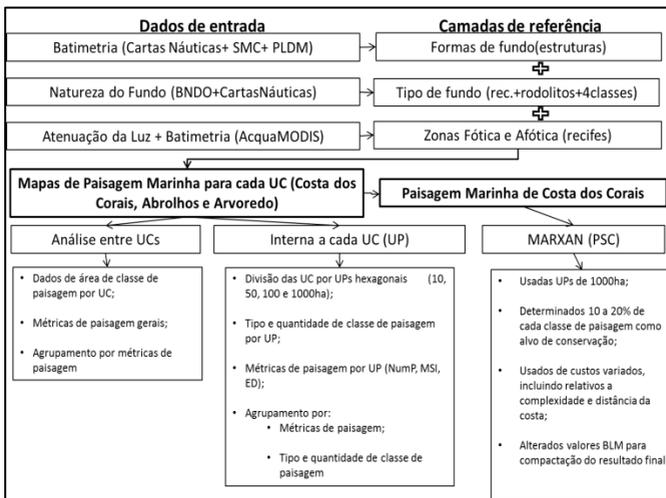
Para alcançar os objetivos elencados, inicialmente foram realizados mapeamentos de camadas de referência, espacializando características de forma, natureza de fundo e zonação fótica para as áreas protegidas. As camadas de referência mapeadas foram posteriormente submetidas a processamento de geomática, onde suas classes individuais foram combinadas entre si, gerando nova classificação, dessa vez vinculada às classes de paisagem marinha (figura 7).

Em uma primeira abordagem, a partir dos mapas de paisagem de cada UC, executaram-se análises de métricas de paisagem, extraindo valores gerais para o total de cada área protegida, permitindo dessa maneira que comparações entre as UC fossem efetuadas. Uma segunda abordagem, dessa vez com o intuito de verificar variações internas aos objetos de pesquisa, foi realizada aplicando-se as análises de métricas de paisagem ao nível de Unidades de Planejamento (UP), espaços geográficos que subdividem as áreas de estudo, e as quais características ambientais são atribuídas. Os resultados passaram por procedimento de agrupamento por similaridades, seja em função das áreas das classes de paisagem dispostas em cada UC, seja em função das métricas de paisagem associadas, com os resultados apresentados espacialmente.

Uma terceira e final abordagem aplicou um dos conceituados métodos de Planejamento Sistemático da Conservação (PSC), com o auxílio de software desenvolvido para seleção de áreas para a conservação, no sentido de verificar a aplicabilidade do uso das variáveis abióticas mapeadas, através das classes de paisagem e respectivas métricas, na determinação de áreas de especial interesse ecológico nas UCs estudadas, considerando a importância da geodiversidade local e seu uso como substituto de biodiversidade (*surrogates*).

A figura a seguir apresenta de forma geral um fluxograma das etapas realizadas nesse trabalho, as quais serão detalhadas a seguir.

Figura 7: Fluxograma geral das análises realizadas.



5.1 MAPEAMENTO DAS FORMAS DO FUNDO E PALEODRENAGEM

Nessa etapa inicial, dados de batimetria foram utilizados para a elaboração das camadas de referência de Forma de Fundo (morfologia). Para definir os limites de transição entre as feições morfológicas do modelo, mapas de paleohidrografias foram gerados, auxiliando na definição dos limites de sensibilidade da extensão às variações entre as feições no nível de estrutura.

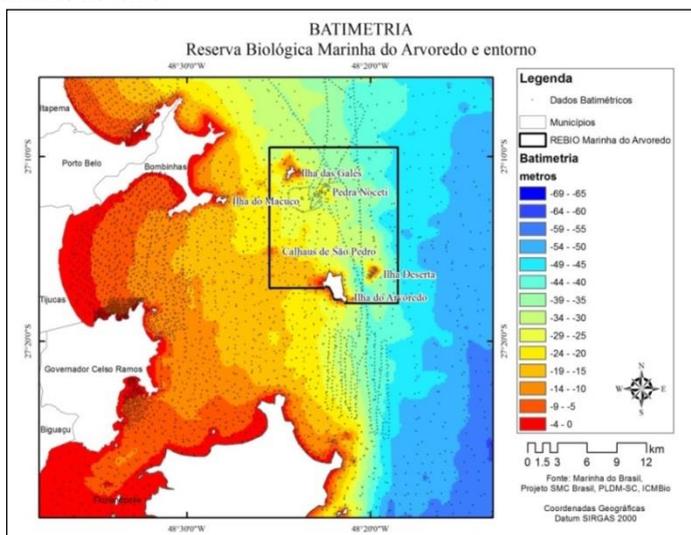
Os dados de batimetria e linha de costa utilizados nesse trabalho foram compilados de cartas náuticas disponibilizadas pela Marinha do Brasil (1902, 1903, 52 e 1310) e complementados por dados cedidos pelo projeto Sistema de Modelagem Costeira, do Laboratório de Oceanografia Costeira da UFSC (OLIVEIRA *et al.*, 2013). A partir dos arquivos vetoriais na forma de pontos foi realizada uma interpolação dos dados batimétricos, com resolução espacial final de 200 m, utilizando a técnica Vizinho Natural (*Natural Neighbor*), conforme apresentado nas figuras 8, 9 e 10.

Testes com diferentes interpoladores foram realizados a partir dos dados de batimetria selecionados, sendo que o interpolador Vizinho Natural foi o que apresentou resultados com maior rapidez e sem que importantes feições naturais de importância local sofressem

deformações ou até desaparecessem, como nos casos da Pedra Noceti e do Parcel da Deserta, localizada no interior da Rebio Arvoredo. Além disso, esse interpolador apresenta bom desempenho na geração Modelos Digitais de Terreno, sobretudo quando a base possui alguns setores com alta e outros com baixa concentração de pontos, como no caso de sondagens batimétricas obtidas a partir de cartas geradas em escalas distintas (SIBSON, 1981), além de não gerar dados além da amplitude de valores dos dados de entrada, como no caso de outros interpoladores.

As isóbatas presentes nas Cartas Náuticas não foram digitalizadas por considerar-se que essas já representam resultados da interpolação dos dados pontuais originais. Em Fernando de Noronha e Abrolhos houve o recorte do arquivo batimétrico raster utilizado na digitalização a partir da cota de 120 m de profundidade (-120m), face às grandes profundidades que circundam essas UCs e que influenciariam nos resultados da análise morfológica proposta.

Figura 8: Batimetria da REBIO Arvoredo e entorno, com toponímias apresentadas no texto.



University em parceria com a NOAA, que opera integrada ao sistema ArcGIS. Nela, foram geradas grades de Índice de Posicionamento Bêntico (*Benthic Position Indexes - BPIs*) local (*fine*) e amplo (*coarse*) (BBPI e FBPI, nas siglas originais) que realizaram a análise da vizinhança próxima e distante, respectivamente, a partir do emprego de raios interno e externo de limites de análise, representado pelos números de células (raio de análise) diferenciados.

Aos resultados foram posteriormente aplicadas as bibliotecas de classificação de feições, onde as feições do tipo zonas e estruturas foram apresentadas. O BPI foi adaptado do *Topographic Position Index* (JENNESS, 2006) e representa um índice de localização relativa determinado por um algoritmo matemático que analisa a posição de um ponto (pixel) em relação à média dos seus vizinhos, classificando-o como neutro, positivo ou negativo, conforme demonstrados nas figuras 11 e 12 (CAMPOS, 2011; NOAA, 2010).

Figura 11: Análise de vizinhança FBPI. Observe o perfil batimétrico em cinza, com o raio externo de análise representado pela reta horizontal.

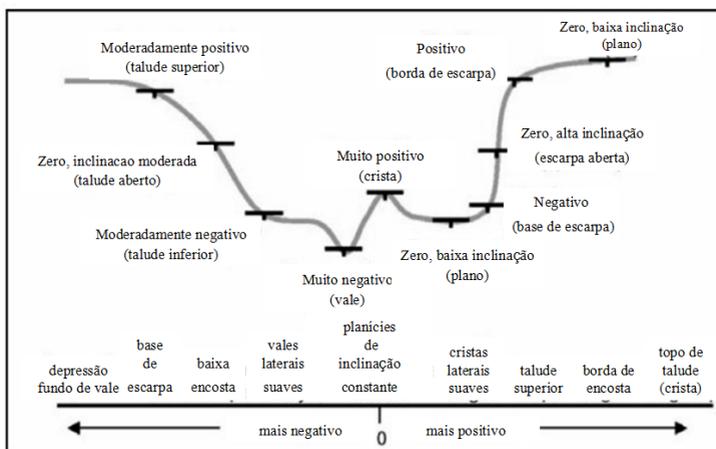
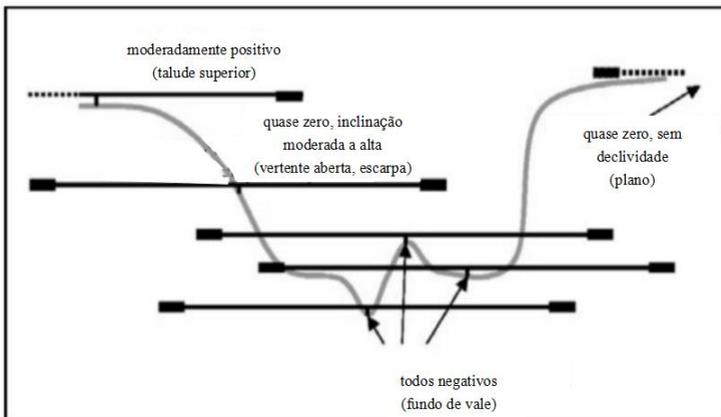


Figura 12: Análise de vizinhança BBPI, sobre o mesmo perfil da figura anterior e raio externo aumentado, refletindo nas feições resultantes.



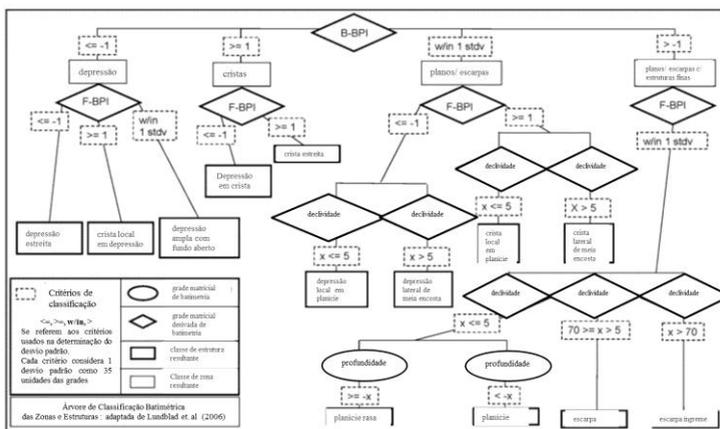
A biblioteca de classificação (tabela 1), que interpreta os valores de BPI, profundidade e declividade, e os transforma em classes de relevo em duas escalas (zonas e estruturas), e cujo fluxograma é apresentado na figura 13, foi adaptada de trabalho realizado em ambiente com águas mais profundas e localizado além da plataforma continental (LUNDBLAD, 2004).

Na adaptação aqui realizada, o limite entre as feições Planície Rasa e Planície foi alterado de -22 m, para -10 m, por melhor representar uma transição dos ambientes locais influenciados diretamente pela energia de ondas (MMA, 2002). Os limites de classificação entre as feições estruturais de maior e menor escala também foram alterados, de 100 para 35 (escala BPI), inferindo por sua vez maior sensibilidade à interpretação da variação de feições.

Tabela 1: Biblioteca de classificação utilizada. Os valores 100 e -100 (que representam uma unidade de desvio padrão nos mapas BBPI e FBPI padronizados) foram alterados para 35 e -35, e -22m para 10m, respectivamente. LI= Limite Inferior; LS=Limite Superior; BBPI= Índice Ampla; FBPI: Índice Local. Trata-se da mesma aplicação da árvore de classificação apresentada anteriormente, porém em forma de tabela.

	LI_BBPI	LS_BBPI	LI_FBPI	LS_FBPI	LI_DECL	LS_DECL	LI_PROF	LS_PROF
Depressão Estreita	-	-35	-	-35	-	-	-	-
Depressão Local em Planície	-35	35	-	-35	-	5°	-	-
Depressão em Encosta	-35	35	-	-35	5°	-	-	-
Depressão em Crista	35	-	-35	-	-	-	-	-
Depr. Ampla com Fundo Aberto	-	-35	-35	35	-	-	-	-
Planície Ampla	-35	-	-35	35	-	5°	-	-10m
Planície Rasa	35	-	-35	35	-	5°	-10m	-
Encosta	-35	-	-35	35	5°	70°	-	-
Crista Local em Depressão	-	-35	35	-	-	-	-	-
Crista Local em Planície	-35	35	35	-	-	5°	-	-
Quebra Lateral de Encosta	-35	35	35	-	5°	-	-	-
Crista Estreita	35	-	35	-	-	-	-	-
Encosta Íngreme	-35	-	-35	35	70°	-	-	-

Figura 13: Árvore de classificação das estruturas e zonas BTM, aplicável a partir dos valores de batimetria absoluta, FBPI e BBPI padronizados e declividade, adaptado de LUNDBLAD *et al.*(2006)



Nesse método, duas análises relativas são realizadas: uma em escala local (*Fine Benthic Position Index* – FBPI) e outra em escala ampla (*Broad Benthic Position Index* – BBPI), cujos raios de análise foram determinados em 1 unidade para todas as referências internas⁷

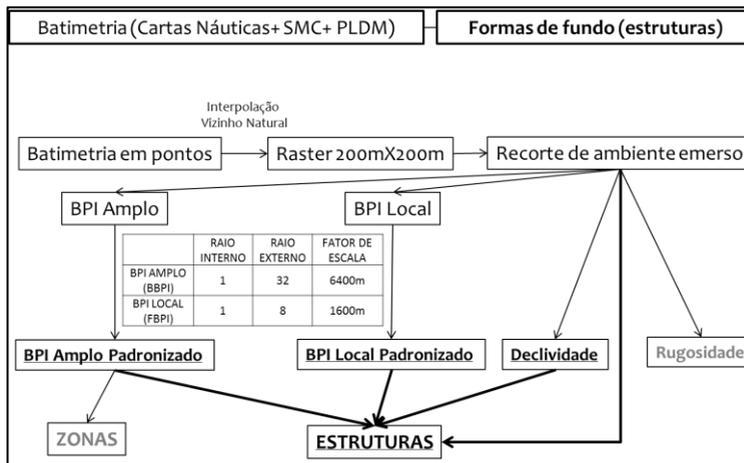
⁷1 unidade de raio = 1 pixel da grade matricial.

(definindo um único pixel como unidade de análise - *inner BPI*) e em 35 unidades para FBPI e 125 unidades para BBPI. Para esse trabalho utilizou-se os valores para a definição dos raios de vizinhança conforme apresentado na tabela 2. As etapas de elaboração acima citadas podem sem melhor observadas no fluxograma da figura 14.

Tabela 2: Número de células utilizado nos raios de análise do BTM para as escalas ampla e local.

	RAIO INTERNO	RAIO EXTERNO	FATOR DE ESCALA
BPI AMPLO (BBPI)	1	32	6400 m
BPI LOCAL (FBPI)	1	8	1600 m

Figura 14: Fluxograma de etapas para a geração dos mapas de formas de fundo, a nível de estrutura.



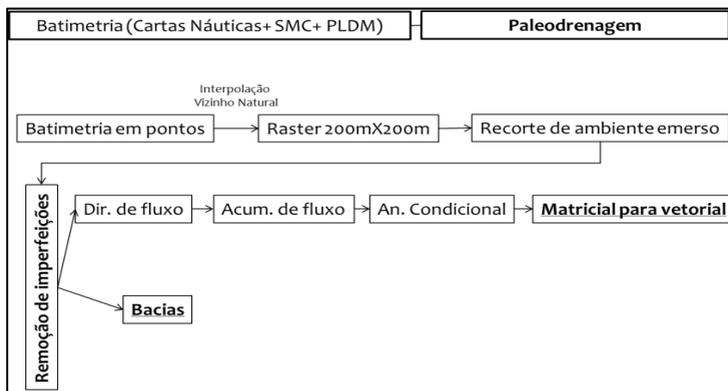
Para a determinação das paleohidrografias das áreas de entorno foram realizadas análises a partir das mesmas batimetrias interpoladas (figuras 8,9 e 10). Utilizando as grades em formato raster como dados de entrada, realizou-se um procedimento de filtragem (*fill*) dessas grades

que representam os Modelos Digitais de Terreno com posterior aplicação de procedimento analítico proposto por CONTI e FURTADO (2009).

De posse das novas grades batimétricas, já após o processamento citado acima, foram realizadas no ArcGIS consecutivamente as análises espaciais: *FlowDirection*, *FlowAccumulation*, *Com* (com limites de “*value*” > 1000 para Arvoredo, 100 para Noronha e 500 para Abrolhos⁸; sempre utilizando a simplificação, ou suavização, das linhas resultantes, e *constantvalue* = 1), e finalmente *Stream to Feature*, onde definiu-se uma proposta de rede vetorial de paleodrenagem. A ferramenta *Basin* foi, então, empregada para delinear uma proposta de delimitação das paleobacias submersas.

Os resultados foram então espacializados de forma que as paleopacias e paleohidrografia (vetoriais) se sobrepussem aos mapas de estruturas e zonas morfológicas. O fluxograma dessa etapa pode ser observado a seguir (figura 15).

Figura 15: Fluxograma de etapas para a geração dos mapas de paleodrenagem e paleobacias.



⁸ Esses valores representam o número de células que contribuem com fluxo para a célula em análise. Por isso, a partir de uma mesma resolução espacial (200m nesse caso) e com escalas espaciais diferentes no mapeamento base, é que valores diferentes puderam ser usados para a definição das redes de drenagem.

5.2 MAPEAMENTO DAS CLASSES DE PAISAGEM

Considerando a flexibilidade do conceito e a disponibilidade de dados, decidiu-se por executar nesse trabalho uma adaptação da metodologia do projeto *Mapping European Seabed Habitats - MESH* (COLTMAN; GOLDING; VERLING, 2008), onde camadas de referência (*layers*) geradas para um determinado espaço são posteriormente sobrepostas e editadas para a produção de um mapa de manchas e fragmentos de paisagem (HAMDI; POPULUS; PIEL, 2007).

As camadas de referência aqui apresentadas foram compostas por mapeamentos da natureza do fundo (tipo do substrato), do relevo marinho e a zonação fótica referente à quantidade de radiação solar que chega ao fundo (na frequência de 490nm), conforme já apresentado na figura 7, e conforme apresentado a seguir.

5.3 MAPEAMENTO DAS FORMAS DE FUNDO (BTM)

Nessa etapa, repetiu-se o procedimento do Mapeamento de Formas do item 5.1, porém incluindo a Carta Náutica de número 22200, referente à APA Costa dos Corais e com escala 1:300.000. Essa alteração foi necessária porque os dados de Tipo de Fundo, segunda camada de referência selecionada para compor a paisagem marinha desse estudo, do PARNA Fernando de Noronha não apresentaram qualidade e quantidade suficiente para sua utilização nessa tese.

Outra alteração se deu no recorte espacial das análises a seguir em comparação a etapa anterior. Nas etapas a seguir, o recorte espacial representa somente o interior das Unidades de Conservação estudadas, ao invés da análise também de seu entorno, como anteriormente realizado.

Nessa etapa, os pontos de batimetria foram interpolados pelo método do vizinho natural com resolução espacial também de 50m x 50m (2500m²), criando uma grade com pixels de 0,25ha. As áreas terrestres foram eliminadas considerando a posição da linha de costa mais precisas dentre as apresentadas nas CNs utilizadas.

5.4 TIPO DE FUNDO (NATUREZA DE FUNDO)

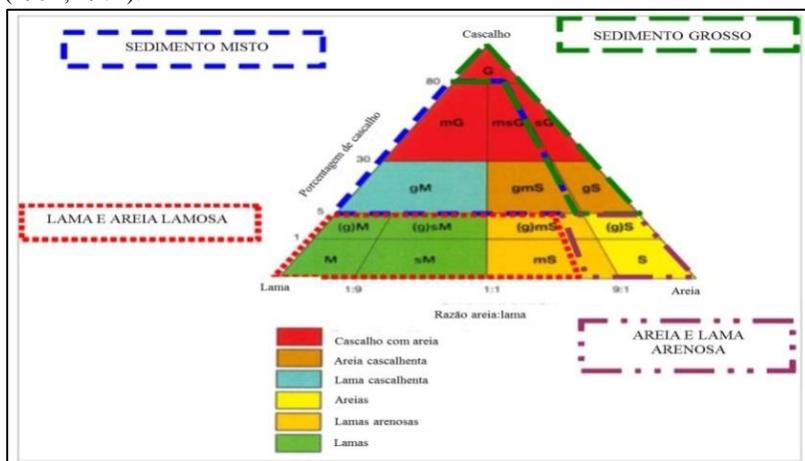
Os dados da natureza de fundo (faciologia) foram cedidos pelo Banco Nacional de Dados Oceanográficos (BNDO) e pelo Laboratório de Oceanografia Costeira (LOC) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), oriundos de diversos cruzeiros e levantamento de

dados em áreas costeiras. Contém registros sobre as porcentagens de areia, silte, argila e cascalho, em caso de sedimento inconsolidado, ou da natureza do fundo, em caso de fundo rígido (como recife rochoso ou de coral).

A partir dos pontos de sedimentos inconsolidados, e para cada uma das UCs selecionadas, mapas de campo contínuo com resolução espacial de 50m x 50m foram criados utilizando o interpolador espacial *Inverse Distance Weighting* (IDW) – configuração de *Potência=2*, *Raio=variável* e *número de pontos=12* - valores *default* da extensão –, replicando o método apresentado por COLTMAN; GOLDING; VERLING (2008). Os resultados foram posteriormente processados no programa *SedClass*, que transforma os dados de entrada em mapas de classificação de sedimentos de acordo com os sistemas de Folk e Shepard (MALLEY, 2007).

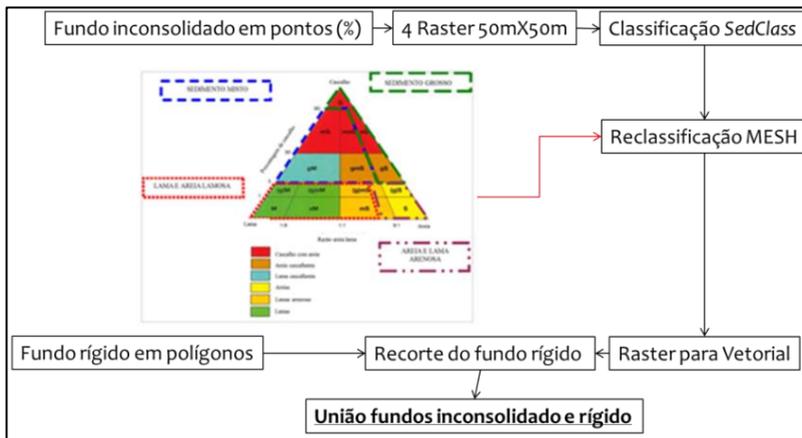
A partir do modelo de Folk foi realizada reanálise e reagrupamento conforme proposto no projeto MESH (figura 16), adaptada de COLTMAN; GOLDING; VERLING (2008). Tal diagrama foi adaptado para uma classificação de seis para apenas quatro grupos para que a harmonização dos dados dos diferentes países que compuseram os trabalhos fosse realizada, e face às diferentes classificações particularmente utilizadas por cada nação, conforme informado pelos autores.

Figura 16: Diagrama de classificação de sedimento inconsolidado proposto por COLTMAN; GOLDING; VERLING (2008), alterando classificação de Folk (1954, 1974).



Posteriormente foram adicionados os dados dos fundos rígidos, sejam eles formados por corais, rochas ou bancos de rodolitos, as classes aqui estudadas. Não houve, neste trabalho, diferenciação entre recifes de coral ou rochoso, considerados representativos para o mesmo tipo de substrato, conforme o diagrama da figura 17.

Figura 17: Fluxograma de etapas para a elaboração da camada de referência de Tipo de Fundo.



5.5 ZONAÇÃO FÓTICA

Os dados de atenuação da luz aqui utilizados foram produzidos pelo satélite *Aqua Modis* (TYBERGHEIN *et al.*, 2012) e adquiridos utilizando a ferramenta *Marine Geospatial Ecological Tool* (MGET). Ao todo, treze arquivos matriciais representando valores médios anuais de K_d490 (atenuação difusa da luz na frequência de 490nm) dos anos de 2002 a 2014 foram adquiridos e posteriormente processados em ambiente SIG. A partir deles, a média do valor para cada pixel foi extraída, com posterior geração de nova camada de referência com interpolação desses pontos na escala espacial das outras camadas de referência.

Cálculos algébricos foram realizados para determinar a fração de luz que chega ao fundo e posteriormente quais as regiões do assoalho marinho das áreas estudadas recebem, em média e para o período analisado, mais do que 1,0% dos raios solares, e nos quais os dados de batimetria da etapa 5.2.1 serviram como referência. No âmbito deste

estudo tal valor foi considerado representativo da fronteira entre os ambientes do tipo infralitoral e circalitoral.

A importância de se determinar a fração na qual a radiação solar atinge o assoalho marinho se deve ao fornecimento de energia necessária para o crescimento da vegetação, que por sua vez necessita estar fixada a substratos consolidados ou duros para que se desenvolva. Por esse fato, a informação sobre a fração de luz solar incidente no fundo marinho tem importância ecológica para as áreas de recifes coralinos e rochosos, além dos campos de rodólitos, por propiciarem condições de desenvolvimento de macroalgas.

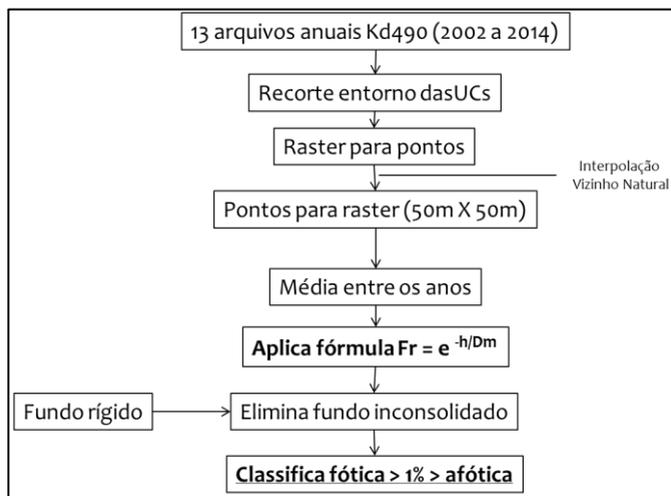
A fórmula usada para o cálculo da fração de luz que chega ao fundo (Fr), a partir dos valores de atenuação da luz e batimetria, foi a mesma utilizada por MCBREEN; ASKEW, (2011):

$$Fr = \text{exponencial}^{-H/Dm},$$

sendo : $Dm = Kpar^{-1}$; $-H$ = profundidade em valores negativos.

O fluxograma dessa etapa pode ser observado na figura a seguir (figura 18).

Figura 18: Fluxograma de etapas para a elaboração da camada de referência Zonação Fótica



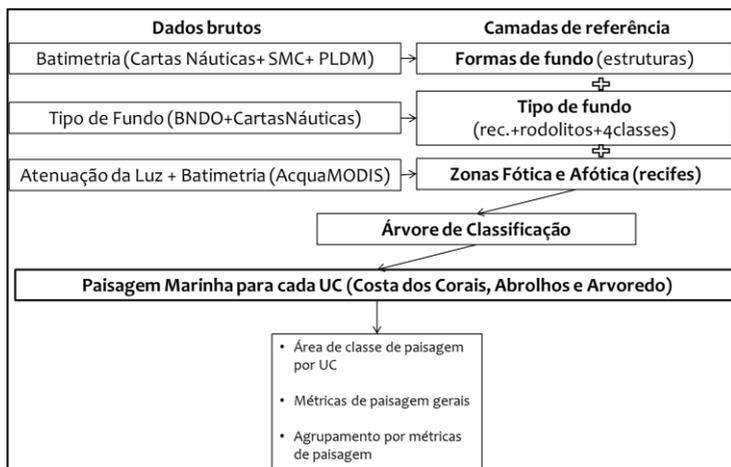
Posteriormente, análises estáticas de métricas da paisagem geral de cada uma das glebas das UCs foram efetuadas, com base na extensão *Patch Analyst* (ELKIE; REMPEL; CARR, 1998; REMPEL; KAUKINEN; CARR, 2012), buscando identificar se há diferenças básicas na composição e distribuição gerais desses fragmentos entre as áreas estudadas. A tabela 4 descreve as estatísticas espaciais e métricas de paisagem obtidas a partir dos mapas de paisagem para cada uma das áreas protegidas (quatro glebas distintas), enquanto que a figura a seguir (figura 19) apresenta simplificadamente o fluxograma específico dessa etapa.

Tabela 4: Métricas de paisagem calculadas.

MÉTRICAS DE DIVERSIDADE E DISTRIBUICAO ESPACIAL	SDI	Índice Shannon de Diversidade
	SEI	Índice Shannon de Regularidade
MÉTRICAS DE FORMA	AWMSI	Índice médio de forma por área
	MSI	Índice médio de forma
	MPAR	Media da razão perímetro-área
	MPFD	Dimensao Fractal Média
	AWMPFD	Dimensao Fractal media por area
MÉTRICAS DE BORDA	TE	Borda Total
	ED	Densidade de Borda
	MPE	Borda Media do Fragmento
MÉTRICAS DE DENSIDADE E TAMANHOS DE FRAGMENTO	MPS	Tamanho Médio do Fragmento
	NumP	No. de Fragmento
	MedPS	Tamanho Mediano de Fragmento
	PSCoV	Coefficiente de Variancia do Tamanho do Fragmento
	PSSD	Desvio Padrao do Tamanho do Frag.
MÉTRICAS DE ÁREA	TLA	Area Total da Paisagem
	CA	Area da Classe

A partir dos resultados obtidos, e após a normalização dos dados, Análise de Componentes Principais (*PCA* na sigla em inglês) foi realizada, visando verificar relações entre as métricas. Outra técnica estatística multivariada, a Análise de Agrupamento (ou *Cluster*), também foi efetuada, dessa vez na tentativa de se avaliar o grau de semelhança entre as UCs através das variáveis (métricas de paisagem) calculadas.

Figura 19: Fluxograma resumido das etapas para a elaboração dos mapas de Paisagem Marinha e seus subprodutos para análises entre as UCs.



5.7 MÉTRICAS DE PAISAGEM – ANÁLISES INTERNA AS UCS

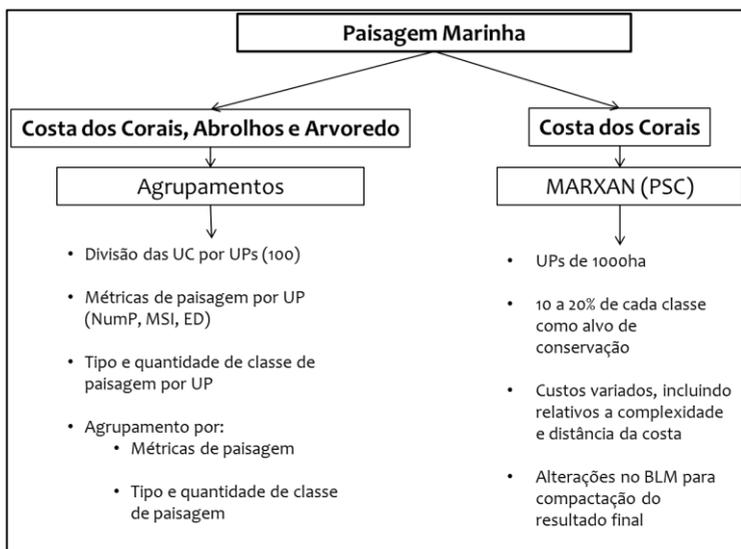
Os mapas de paisagem marinha produzidos e apresentados na etapa anterior alimentaram as análises a seguir, realizadas sobre as métricas de paisagem dos produtos acima citados. Tais mapas foram constituídos por camadas de referência exclusivamente abióticas, compostas por camadas das formas dos fundos, da natureza dos fundos e da zonação fótica dos assoalhos marinhos, conforme explanado anteriormente.

A partir desses mapas, duas etapas distintas foram realizadas: 5.4.1: na qual foram analisados os dados de classes de paisagem e suas métricas para cada UP de cada UC, com posterior utilidade para a tentativa de agrupamento de cada UC em diferentes setores; 5.4.2:

somente para a APA Costa dos Corais esses mesmos dados, referentes a quantidade de classes de paisagem e valores de métricas de paisagem, foram utilizados em simulação de aplicação de PSC, resultando em uma proposta de zoneamento a partir de objetivos de proteção da geodiversidade e diferentes simulações de custos (figura 20).

Para a primeira etapa (5.4.1) foram criadas Unidades de Planejamento (UPs) homogêneas e hexagonais, que variaram entre 10, 50, 100 e 1000 hectares. Esse tipo de compartimentação em UPs permite análises comparativas com maior objetividade entre espaços geográficos por possuírem a mesma área territorial, além de permitirem maiores alternativas de resultados estudos ecológicos de conectividade e biogeografia de ilhas em função das contiguidades de limites e bordas, seja pela utilização de polígonos de quatro (quadrados) ou de seis lados (hexágonos), ou ainda outras formas geométricas, incluindo bacias hidrográficas (YUSUF; AMPOU; SIDIK, 2008).

Figura 20: Fluxograma específico de etapas para testes de agrupamento e para rodadas MARXAN.



Foi calculada, dessa forma, a quantidade de classes de paisagem para cada UP dos diferenciados tamanhos. Utilizando o programa XLSTAT, ferramenta adicional ao editor de planilhas Excel, tais dados foram normalizados (n-1), criando duas matrizes de dados para cada UP

de cada UC (quantidade absoluta e normalizada de cada classe de paisagem). Essas matrizes de dados foram submetidas a análises de agrupamento (*cluster analysis*), com o objetivo de reunir as UPs em grupos discretos e relativamente homogêneos. O nível de corte, que definiu o número de grupos estatisticamente adequado, foi definido automaticamente pelo programa.

Posteriormente aplicou-se novamente a ferramenta Patch Analyst (ELKIE; REMPEL; CARR, 1998; REMPEL; KAUKINEN; CARR, 2012), que calcula as métricas para cada uma das unidades de planejamento. Segundo os autores, são seis as categorias de análises estatísticas que a ferramenta apresenta, realizando cálculos para determinar: 1) área; 2) densidade e tamanho de fragmento; 3) métricas de borda; 4) métricas da forma; 5) métricas de diversidade e distribuição, e; 6) métricas de áreas núcleo (tabela 5). Nessa etapa, as análises foram realizadas ao nível de paisagem, não tendo sido realizadas no nível de classe, embora tais classes de paisagem sejam consideradas em todas as análises de métricas aqui realizadas.

Os índices de Número de Fragmentos (NumP), do tipo métrica de densidade e tamanho de fragmento; a Densidade de Borda (ED) - do tipo métrica de borda; e Índice Médio de Forma (MSI) - do tipo métrica de forma - foram selecionados dentre os distintos produtos para serem espacializados por representarem cada qual um tipo diferente de métricas, dentre os cinco produzidos pela ferramenta, e que subdividem em 17 índices distintos. Posteriormente aplicaram-se análises estatísticas para novo agrupamento, dessa vez a partir dos dados de métricas de paisagem.

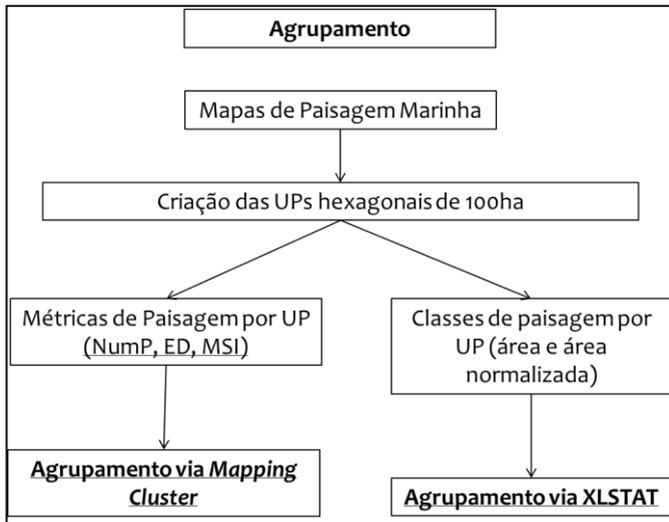
A ferramenta geoespacial utilizada (*Grouping Analysis*, em *Mapping Cluster*, do ArcGis) possibilita, além de resultados que agrupam em classes iguais amostras espacializadas com características semelhantes (UPs, nesse caso), a elaboração de um relatório estatístico, onde informa qual o número de grupos mais representativo para a natureza das amostras.

Tabela 5: Métricas de paisagem extraídas para cada unidade de planejamento. Em negrito os selecionados para análise.

MÉTRICAS DE DIVERSIDADE E DISTRIBUICAO ESPACIAL	SDI	Índice Shannon de Diversidade
	SEI	Índice Shannon de Regularidade
MÉTRICAS DE FORMA	AWMSI	Índice médio de forma por área
	MSI	Índice médio de forma
	MPAR	Medida da razão perímetro-área
	MPFD	Dimensão Fractal Média
	AWMPFD	Dimensão Fractal média por área
MÉTRICAS DE BORDA	TE	Borda Total
	ED	Densidade de Borda
	MPE	Borda Média do Fragmento
MÉTRICAS DE DENSIDADE E TAMANHOS DE FRAGMENTO	MPS	Tamanho Médio do Fragmento
	NumP	No. de Fragmentos
	MedPS	Tamanho Mediano de Fragmento
	PSCoV	Coefficiente de Variância do Tamanho do Fragmento
	PSSD	Desvio Padrão do Tamanho do Frag.
MÉTRICAS DE ÁREA	TLA	Área Total da Paisagem
	CA	Área da Classe

Dessa forma, uma rodada inicial de agrupamento, utilizando valor arbitrário de cinco grupos foi realizada, com a geração do relatório que informa o número de grupos ideais. A partir da determinação pelo relatório do número de grupos mais representativos, determinados estatisticamente para definir qual o mais efetivo para distinguir os recursos analisados, foi realizado novo agrupamento e sua espacialização através das Unidades de Planejamento. O fluxograma da etapa de agrupamento é apresentado a seguir, na figura 21.

Figura 21: Fluxograma específico das etapas de agrupamentos a partir das classes de paisagem e respectivas métricas.



Para finalizar (5.4.2), aplicou-se um dos reconhecidos métodos de Planejamento Sistemático para a Conservação (PSC), criado e comumente usado para seleção de áreas para criação de sistemas de áreas protegidas, através do MARXAN (LOOS, 2006). Nessa etapa pretendeu-se verificar se todo o método aqui aplicado até então possui também aplicabilidade no planejamento e zoneamento territorial de uma das UCs analisadas, no caso a APA Costa dos Corais.

Optou-se por essa UC por representar até o momento a maior UC Marinha brasileira, com mais de 400mil hectares, dimensão semelhante a do Parque Nacional da Grande Barreiras de Corais, e por ter sido criada na categoria de APA, que possibilita maior diversidade de zoneamento, incluindo zonas de proteção integral, conhecidas como *no-take areas*.

Objetivou-se nesse ensaio que entre 10 e 20% das classes de paisagem fossem definidas como zonas de maior proteção dentro da APA Costa dos Corais (*no-take areas*), onde as classes de paisagem, consideradas como geodiversidade, foram determinadas como alvos de conservação. Para a seleção das áreas de maior interesse, o programa utiliza a fórmula abaixo, selecionando as UPs que apresentem menor RF:

$$\mathbf{RF = (BLM \times \text{Tamanho de Borda}) + \sum(\text{penalidade}) + \text{Custo};}$$

Onde RF é o Resultado Final; BLM é o valor de multiplicador de distância de borda, e o tamanho de borda é definido pela borda de contato entre as classes de paisagem que sejam diferentes. Os custos foram determinados em função da distância da costa (considerou-se a distância absoluta da UP em relação à costa e respectivas zonas de navegação na sua composição), e em relação à complexidade da paisagem (através dos índices de métricas de paisagem), onde se considerou que quanto maior a complexidade de uma UP, menor o custo relativo de proteção, pois tal UP representaria além de maior complexidade de paisagem, maior complexidade biológica associada.

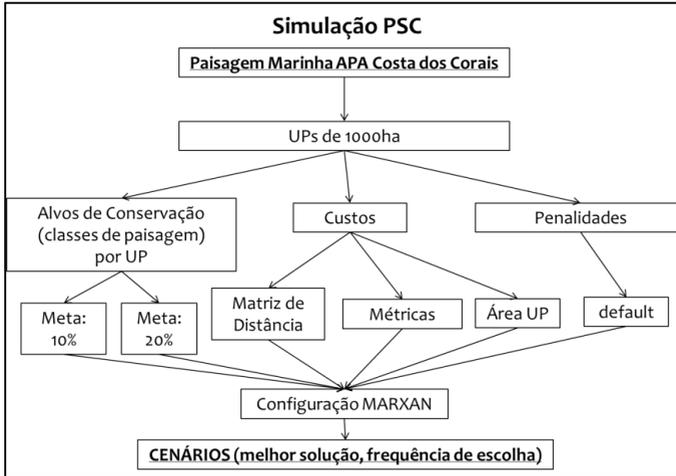
O custo de distância foi, dessa forma, calculado a partir da distância absoluta da costa (quanto mais longe, mais dispendiosa a gestão) e com relação às distintas áreas de navegação determinadas pela Marinha do Brasil, onde se dividiu a área da UC em duas: área de navegação abrigada, se estendendo até meia milha náutica da costa (o que representa 926 m), e área de navegação costeira, externa a esse limite e até 20 milhas náuticas em direção ao mar aberto (cerca de 37 km)⁹. O fluxograma específico dessa etapa é apresentado na figura 22.

Essas duas classificações são importantes, pois determinam diferentes tipos de embarcação e habilitação de tripulação, que por sua vez implicam em distintos custos financeiros de gestão. Em zonas mais próximas à costa (considerando nesse caso toda a costa como porto de origem para as atividades das UCs), menores embarcações e tripulação com menos treinamento está apta a realizar os trabalhos de gestão necessários, incluindo ações de fiscalização e proteção. Áreas afastadas da costa, além de mais combustível, necessitam de embarcações maiores, mais equipamentos de segurança e navegação, além de tripulação mais capacitada, encarecendo a gestão.

Trabalho em dimensão espacial semelhante foi realizado no Parque Nacional da Grande Barreira de Corais, que teve seu zoneamento revisto em 2003 através da aplicação dessa ferramenta, gerando produto de maior transparência e objetividade em um processo de três anos de duração, e onde dados socioeconômicos e biofísicos foram incorporados como alvo de conservação, embora esse exemplo tenha utilizado UPs de tamanhos e formas heterogêneas.

⁹ NORMAM-03/DPC - 2003

Figura 22: Fluxograma específico de etapas de aplicação do MARXAN a partir de dados de paisagem marinha e respectivas métricas de paisagem.



Além das variáveis já citadas anteriormente, os ensaios aqui produzidos foram realizados com diferentes configurações do programa MARXAN, principalmente as relacionadas à proporção de recursos a serem protegidos e ao Modificador de Comprimento de Borda (*Boundary Length Modifier* - BLM), que influencia no desenho final através da relação entre área e borda (tabela 6). Diminuir o valor de BLM tende a produzir resultados mais esparsos no desenho final, enquanto que seu incremento representa maior compactação do desenho final, aumentando a razão área-borda e tendo efeitos diretos na fragmentação de habitats e no custo final de gestão (ARDRON; POSSINGHAM; KLEIN, 2008).

Em todas as rodadas (assim chamados os ensaios específicos com o MARXAN) foram determinados valores de custos de conservação, que influenciam diretamente no resultado final de análise.

. Outra configuração de custo definiu que quanto maior a complexidade de paisagem marinha de uma UP, menor seu custo de inclusão no sistema de reservas (ou no zoneamento restritivo, no caso desse experimento), por entender que a complexidade de paisagem é geoindicador de maior biodiversidade (ODUM; BARRETT, 2011), influenciando no custo relativo de proteção.

Optou-se também pela quantificação dos alvos de proteção através da proporção de cada classe de paisagem, ao invés de números absolutos de área, onde se estabeleceram objetivos de proteção de 10 e

20% (definidos no campo PROP da tabela 6), representando respectivamente metas atuais e pretéritas de conservação do ambiente marinho referentes aos acordos internacionais os quais o Brasil é signatário (BRASIL, 2010).

Para cada cenário proposto, cujas configurações aparecem na tabela a seguir, 100 rodadas (ou simulações) foram produzidas, das quais uma delas é definida pelo programa como a melhor dentre as outras.

Tabela 6: Configurações principais do MARXAN nos diferentes cenários propostos.

	STRUCTURES	CUSTO	TYPE	TARGET	SPF	TARGET2 (min clump)	TARGETOCC	SEPNUM	SEPDIS	PROP	BLM	PROP	NUMINITS
			group by user	0 to 100%	10	no use	no use	no use	no use	if use, use block and -1 at TARGET	0	0	0
SETUP 1	20%	area da UP	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.2	10	-1	1000000
SETUP 2	20%	area da LP	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.2	100	-1	1000000
SETUP 3	20%	area da LP	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.2	1000	-1	1000000
SETUP 4	20%	area da LP	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.2	10000	-1	1000000
SETUP 5	20%	area da LP	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.2	100000	-1	1000000
SETUP 6	20%	dist e naveg (mean)	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.2	100000	-1	1000000
SETUP 7	20%	complex (max)	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.2	100000	-1	1000000
SETUP 8	20%	complex (max)	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.2	10000	-1	1000000
SETUP 9	20%	complex (max)	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.2	1000	-1	1000000
SETUP 10	20%	complex (max)	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.2	100	-1	1000000
SETUP 11	20%	dist e naveg (mean)	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.2	100	-1	1000000
SETUP 12	10%	dist e naveg (mean)	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.1	100	-1	1000000
SETUP 13	10%	complex (max)	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.1	100	-1	1000000
SETUP 14	10%	complex (max)	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.1	1000	-1	1000000
SETUP 15	10%	area da UP	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.1	1000	-1	1000000
SETUP 16	10%	area da LP	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.1	10000	-1	1000000
SETUP 17	10%	area da UP	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.1	100000	-1	1000000
SETUP 18	10%	dist e naveg (mean)	seascape class	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0.1	100000	-1	1000000

Dentre os produtos do programa, dois foram selecionados para representação especializada: a melhor solução proposta (representada pelo arquivo *best.dat*) e a frequência de escolha da UP dentre as simulações executadas nas cem rodadas (representada pelo arquivo *ssoln.dat*), classificadas em quatro categorias: de 0 a 25%, 25 a 50%, 50 a 75% e 75 a 100%.

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 MAPEAMENTO DAS FORMAS DO FUNDO E PALEODRENAGEM

Da mesma forma que nos outros ambientes aqui estudados, embora esteja em condição ímpar aos demais quanto à sua distância da costa e profundidade circundante, as isóbatas mais rasas do entorno do Arquipélago de Fernando de Noronha apresentaram alinhamento aparente com a atual linha de costa das ilhas locais.

No que diz respeito à morfologia de fundo, observou-se a predominância, para esse local, da feição planície, sendo a planície do Mar de Fora mais extensa e representativa que as demais. Essa planície se estende por todo entorno do arquipélago, entre as isóbatas de 20m e 50m de profundidade, sugerindo uma possível estabilização do nível marinho em uma isóbata mais profunda, o que teria possibilitado o desenvolvimento dessas áreas planas atualmente submersas (figura 23).

Embora a partir da isóbata de 50m tenha sido observado o final dessas planícies, e considerando também que o limite legal do PARNAMAR F. Noronha é a isóbata de 50m conforme seu documento legal (IBAMA, 2005), as grandes variações de profundidade foram observadas somente nas proximidades da isóbata de 100 m, juntamente com algumas vertentes, e somente no mar de fora, a leste da UC e fora dessa área legalmente protegida. Estrutura mais homogênea e com menor complexidade que as demais aqui produzidas é apresentada nessa área de estudo, com transição das praias e costões para cristas estreitas, cristas locais, planícies e consequentes canais e depressões.

Esse local ainda apresenta uma maior complexidade de formas na porção NE, associada a uma extensão submersa de cristas a partir do promontório da Pontinha e em direção à quebra da sua estreita plataforma continental, com provável importância biogeográfica.

Indícios de paleodrenagens foram identificadas juntamente com três principais paleomicrobacias, localizadas a NE, SE e N do arquipélago (figura 24), com destaque novamente para a grande planície do Mar de Fora. Em condição de regressão marina extrema, a cadeia de ilhas entre a principal e a Ilha Rata representaria um divisor de águas, assim como a crista que segue a partir da Pontinha em direção a leste e da crista que parte da Ponta das Caracas.

A extensão da planície do Mar de Dentro parece ser fortemente influenciada pelas cristas identificadas a sul e à grande crista em arco localizada a leste do arquipélago, contrastando com a presença de

feições côncavas do Mar de Dentro. O baixo adensamento dos pontos disponíveis e extraídos da Carta Náutica, porém, pode igualmente ter influenciado na baixa variabilidade (homogeneidade) das feições encontradas nesse local.

Figura 23: Estruturas morfológicas de fundo para o PARNAMAR Fernando de Noronha e entorno. A porção cinza corresponde a área imersa não estudada.

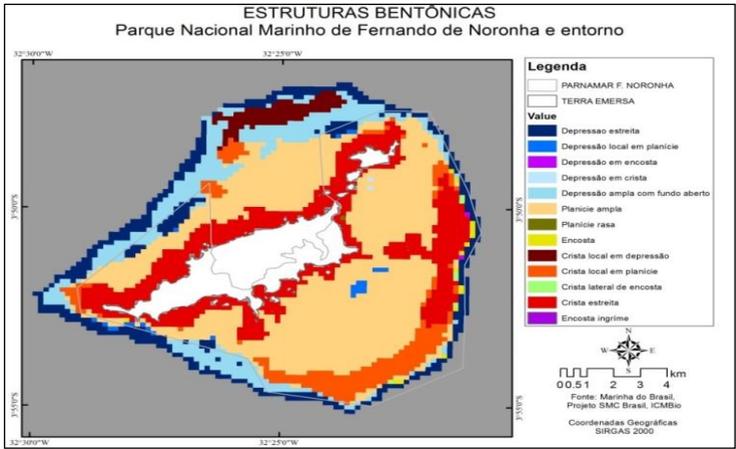
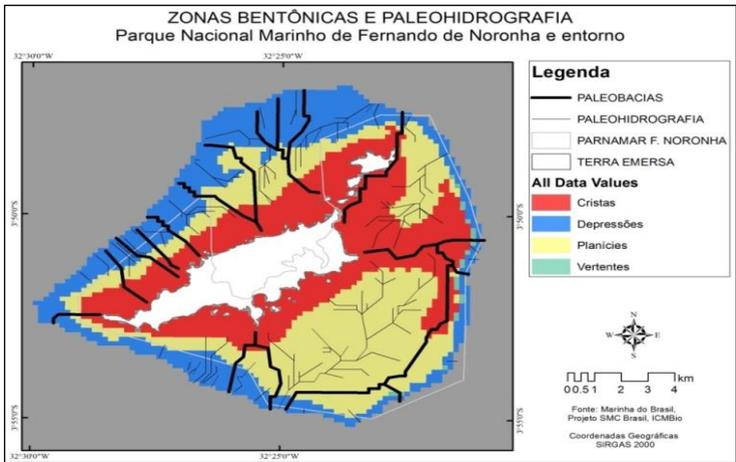


Figura 24: Paleodrenagem e limites de paleobacias hidrográficas sobre zonas morfológicas de fundo para o PARNAMAR Fernando de Noronha e entorno. A porção cinza corresponde a área submersa não estudada.



Na área do PARNAMAR de Abrolhos observa-se o grande prolongamento da planície costeira (figura 25), com os limites da área protegida associado a dois altos batimétricos individualizados. Chamam a atenção a batimetria acentuada a leste da parcela norte do Parque, assim como o alinhamento das isóbatas acompanhando a atual linha de costa.

Uma grande complexidade de feições morfológicas também é observada nesta UC e seu entorno, com cristas, planícies, depressões e canais bem evidentes. Destaque específico é dado aos canais ao sul do Parcel de Timbebas, atualmente chamado de Canal de Itanhaém, e as planícies rasas da gleba do Parcel de Abrolhos, afastadas a mais de 60 km da costa.

Embora o crescimento das estruturas coralinhas condicionado em parte pela variação do nível do mar (LEÃO, 1982) juntamente com a tendência destrutiva da última transgressão marinha possam ter interferido na descaracterização da morfologia submersa local (VILLWOCK, 1994), pôde-se determinar possíveis paleodrenagens ao norte e ao sul da linha imaginária que segue da Ponta da Baleia pelo Parcel das Paredes (SE) em direção a leste do Parcel de Abrolhos (figura 26).

Parte das feições morfológicas, quando comparadas com a rede hidrográfica continental atual, permite sugerir que alguns dos canais e depressões estejam associados à paleoredes de drenagem local. Podem ser identificados, a fim de corroborar essa hipótese, testemunhos de continuidade como canais e depressões, sobretudo aqueles que se apresentam perpendiculares à atual linha de costa.

Figura 25: Estruturas morfológicas de fundo do PARNA Abrolhos e entorno. A porção cinza corresponde a área submersa não estudada.

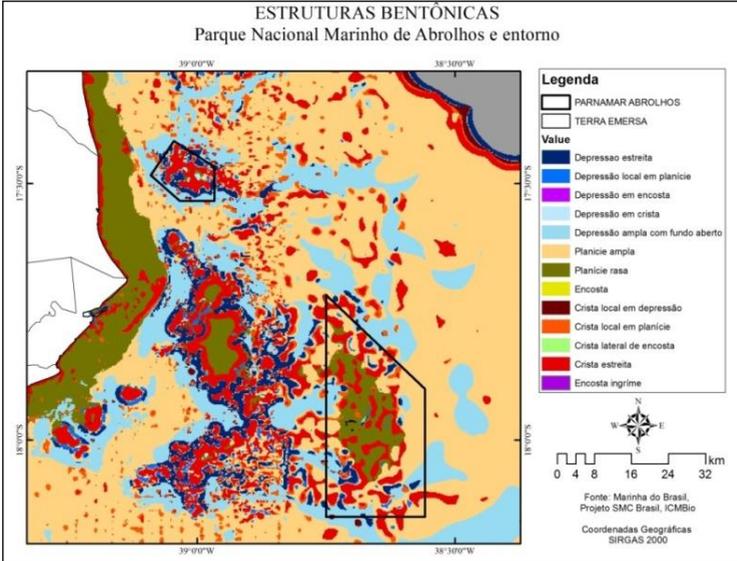
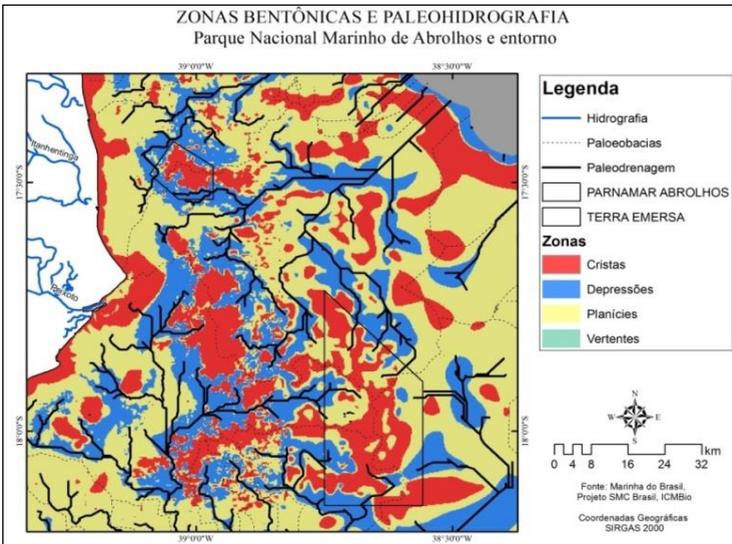


Figura 26: Paleodrenagem e limites de paleobacias hidrográficas sobre zonas morfológicas de fundo para o PARNA Abrolhos e entorno. A porção cinza corresponde a área submersa não estudada.



O mapeamento das estruturas morfológicas (figura 27) realizado a partir da batimetria apresenta para o interior da REBIO uma grande diversidade de classes, demonstrando um alto grau de complexidade geomorfológica para essa UC. Dentre os elementos que compõem sua geodiversidade, se destaca o canal entre as Ilhas Deserta e do Arvoredo (CHLUDINSKY, 2002; IBAMA *et al.*, 2003), associado a depressões que podem exercer influência sobre a hidrodinâmica local (PEREIRA; SCHETTINI; OMACHI, 2009), com repercussão sobre as características ambientais locais.

Chama a atenção também uma sucessão de feições das classes crista estreita e crista local em planície entre as em forma de espiral partindo da Ilha do Macuco (Bombinhas), em direção à Ilha das Gales, passando pela Pedra Noceti, Ilha Deserta, Ilha do Arvoredo (com o canal anteriormente mencionado entre as duas últimas), ponta Oeste da Ilha do Arvoredo e Calhaus de São Pedro, que poderia proporcionar algum tipo de conectividade ou barreira biogeográfica na área.

A partir do modelo de reconstrução da paleodrenagem da área da REBIO Arvoredo e seu entorno (figura 28), pode-se sugerir localmente a existência de três principais bacias hidrográficas em período de regressão marinha e consequente exposição dessa plataforma.

O canal entre as atuais Ilhas do Arvoredo e Deserta, onde atualmente se encontra uma das duas Zonas Intangíveis da UC (em função das características ímpares do fundo local) apresenta o que parece ser uma cabeceira de drenagem incisiva na paleopaisagem, e cuja formação atual, com seixos rolados e rochas soltas arredondadas no leito marinho (IBAMA *et al.*, 2003) seria uma combinação entre rochas roladas por movimentos de massa em condições subaéreas, retrabalhadas pela alta hidrodinâmica local já em condições marinhas, e que não permitiria a deposição de sedimentos inconsolidados nas atuais condições hidrodinâmicas e pouca disponibilidade de material sedimentar.

Figura 27: Estruturas bentônicas da REBIO Arvoredo e entorno.

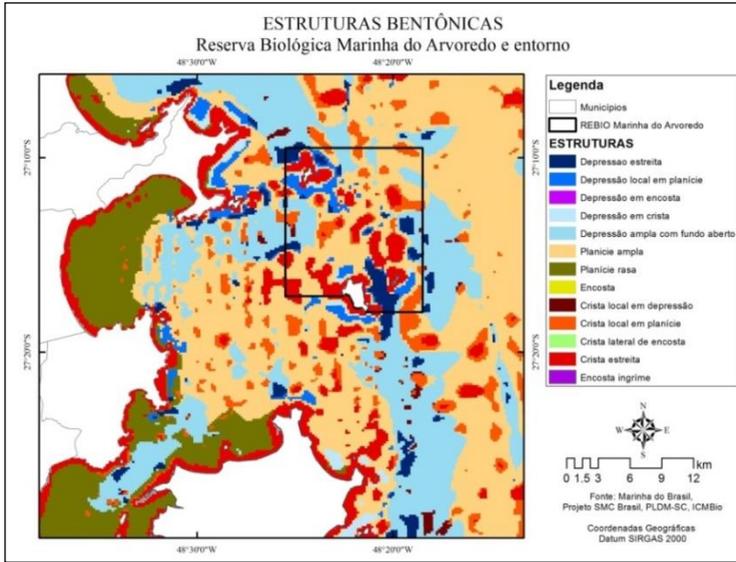
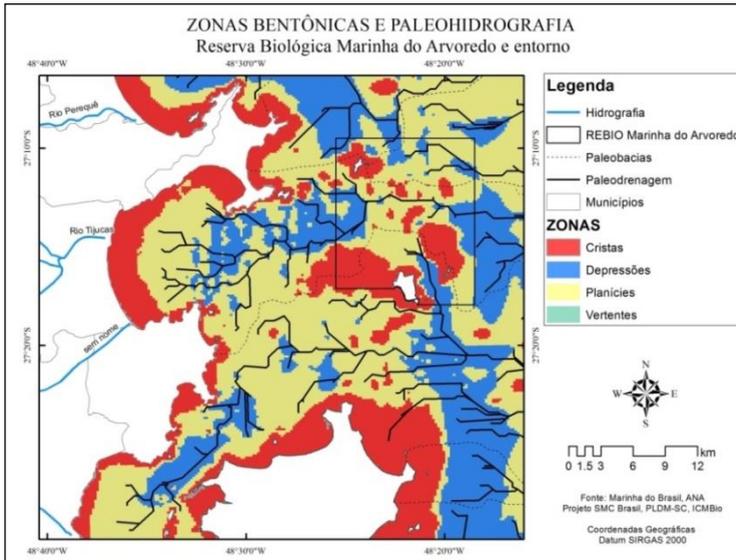


Figura 28: Paleodrenagem e limites de paleobacias hidrográficas sobre zonas morfológicas de fundo para a REBIO Arvoredo e entorno.



As depressões e os pequenos fragmentos de canais em frente à Baía de Tijucas cujo talvez segue para NE em direção à Ilha das Galés, assim como o canal entre as Ilhas do Arvoredo e Galés, sugerem um eventual determinismo estrutural das antigas drenagens, cuja herança influenciaria a atual circulação das águas marinhas, conforme anteriormente sugerido por CHLUDINSKY e BONETTI, (2002). A Ilha Deserta aparece como um delimitador das paleomicrobacias, assim como, conjuntamente, a Ilha das Galés e a Pedra Noceti mais ao norte, tendo essa paleodrenagem associada ao atual Rio Tijucas sido direcionada para uma paleobacia estabelecida entre as feições citadas.

Parte da morfologia atual do assoalho dessas UCs está diretamente ligada a processos hidrológicos que atuaram em fases de exposição subaérea da plataforma interna, mesmo tendo-se em conta o caráter destrutivo das transgressões marinhas que ocorreram. Detecta-se, atualmente, uma morfologia residual das transformações ocasionadas pela última transgressão e pela atual dinâmica marinha. Tal característica se mostrou menos evidente em Abrolhos, por provável influência do crescimento recifal, que acompanhou a variação do nível do mar e pode ter induzido padrões estruturais consolidados em curta escala temporal. A presença marcante do embasamento cristalino, no Arvoredo, e vulcânico, em Fernando de Noronha, condicionou um processo evolutivo diferenciado, que favoreceu incisões mais expressivas e permitiu o estabelecimento de feições mais perenes.

O uso conjunto do BTM, originalmente concebido para aplicação em águas mais profundas e a partir de dados batimétricos de alta resolução, com o método de definição de paleobacias e paleodrenagens, permitiu uma melhor compreensão, em escala espacial média ou regional (equivalente a aproximadamente 1:100.000), do fundo marinho das Unidades de Conservação selecionadas. Dados e informações como os que foram obtidos são de grande potencial para auxiliar no desenvolvimento de novas pesquisas, no planejamento ambiental marinho em diferentes escalas e no manejo dessas UCs.

Novas pesquisas alimentadas por dados batimétricos de maior resolução espacial, assim como imageamento de feições de fundo com sonares de varredura lateral e veículos operados remotamente (ROVs) deverão ser realizadas a fim de refinar o mapeamento das morfologia de fundo desses locais, gerando uma nova escala de análise para a identificação de padrões espaciais e relações ecológicas ainda desconhecidas. A definição das classes de estrutura de feições morfológicas de fundo precisa igualmente de um maior refinamento para garantir a representatividade das formas marinhas identificadas.

Deve-se considerar a revisão da nomenclatura adotada para as feições reconhecidas, além da inclusão de novas feições que possam ser particularizadas em função de suas características de profundidade e declividade, ou exclusão de outras que se demonstrarem irrelevantes.

6.2 MAPEAMENTO DAS CLASSES DE PAISAGEM MARINHAS UCS

Na APA Costa dos Corais, os resultados demonstraram o predomínio da feição Planície área (figura 29). Paralelamente e próximas à costa, se encontram manchas da feição Planície Rasa, de forma alongada e heterogênea, que por sua vez contém manchas (ou fragmentos) de Cristas Estreitas por toda sua extensão. Essas feições convexas, representadas por cores quentes, formadas nessa UC preferencialmente pelos arenitos demarcados nas cartas náuticas, podem estar associadas às antigas linhas de praia, conforme sugerido por MANSO *et al.* (2003), e chamadas de “relevos positivos” por CAMARGO *et al.* (2007).

Adentrando ao mar no sentido da quebra da plataforma, manchas de Depressões Amplas sobre Planície, ora conectadas entre si, ora não, se apresentam associadas a Depressões Estreitas e Depressões Locais. Localizadas também paralelamente à linha de costa, porém posicionadas entre as Cristas e as Depressões Amplas, podem estar relacionadas a paleocanais alinhados no sentido N-S e observados por CAMARGO *et al.*, (2007). Feições côncavas mais isoladas ao norte do mapa de morfologia podem estar por sua vez associadas à falha do Rio Formoso, corroborando novamente com os resultados apresentados pelos autores citados.

Seguindo em direção às áreas mais profundas da UC, observa-se o domínio da Planície como feição de maior extensão, como já comentado, e aparentemente conectada com todas as outras feições encontradas. Destaque para o NE dessa área, onde uma crista circular se apresenta em maior profundidade, associada a depressões, que pode-se sugerir a existência de um paleonível do mar responsável pela formação dessas cristas, e a existência de uma falha geológica correlata as que determinaram os cursos dos atuais rios, responsável pelas formas côncavas identificadas.

A homogeneidade da plataforma, apresentando pequenas irregularidades morfológicas, além de baixa declividade, como descrito por MANSO *et al.* (2003) e CAMARGO *et al.*, (2007), são compatíveis com os modelos morfológicos aqui obtidos. Destaca-se, todavia, que a

diferença nas escalascartográficas entre os trabalhos, que também reflete na densidade da distribuição dos pontos batimétricos que originaram os modelos, deva ter subestimado a complexidade batimétrica no atual trabalho em relação à apresentada pelos outros autores em seus perfis e curvas batimétricas.

A distribuição espacial dos tipos de fundo, por sua vez, indica a predominância da classe sedimento misto, permeado por manchas de sedimento da classe lama e areia lamosa, e ainda pontos de sedimento grosso e de areia com lama arenosa (figura 30). As áreas de recife, por sua vez, se localizam distribuídas em manchas próximas à costa, distribuídas paralelamente à linha de costa, conforme já descrito por MANSO *et al.*(2003), que os denominou *beachrock* se ressaltou sua importância como barreiras de energia das ondas e efetiva proteção da atual linha de costa.

Acredita-se que as áreas de corais foram subdimensionadas, como pode ser observado nas imagens de satélite atuais de alta resolução. O subdimensionamento das áreas de recife também foi observado na REBIO Arvoredo, e parece ser problema comum aos mapeamentos desse tipo de ambiente em função da escala cartográfica utilizada, o tipo de sensor e sua resolução espectral, dentre outras características (BRIDGE *et al.*, 2012; FRANCINI-FILHO *et al.*, 2013; HARRIS *et al.*, 2012).

Nofundoinconsolidadopredomina a classe de Sedimento Misto seguida pelas classelama e areia lamosa. Toda a área de recife, por sua vez, se encontra em zona fótica (figura 31). Os métodos de classificação utilizados por diferentes autores, embora sigam propostas de uso habitual, dificultam comparações mais aprofundadas entre os resultados. Nota-se então que o padrão de distribuição das classes em manchas dentro de uma matriz definida tenha se repetido.

O mapa final de paisagem marinha da camada de fundo (figura 32) apresentou 27 das 104 classes possíveis, onde a classe Planície em Sedimento Misto foi a mais representativa, com 196.409ha, representando 49,8% da área protegida. Foram identificados 1040 fragmentos dentre os que compõem a paisagem local, embora essa UC tenha apresentado a menor densidade de borda (13,4m/ha). A maior quantidade de fragmentos, contrastando com a menor densidade de borda, deve ser reflexo tanto da abrangência espacial da UC, refletindo em maior complexidade absoluta, quanto da escala cartográfica dos dados usados, a menor entre as utilizadas (1:300.000). Tal fato influencia a complexidade relativa, uma vez que deve apresentar menos

complexidade de forma em comparação a outras escalas de maior detalhe.

Figura 29: Morfologia de fundo da APA Costa dos Corais.

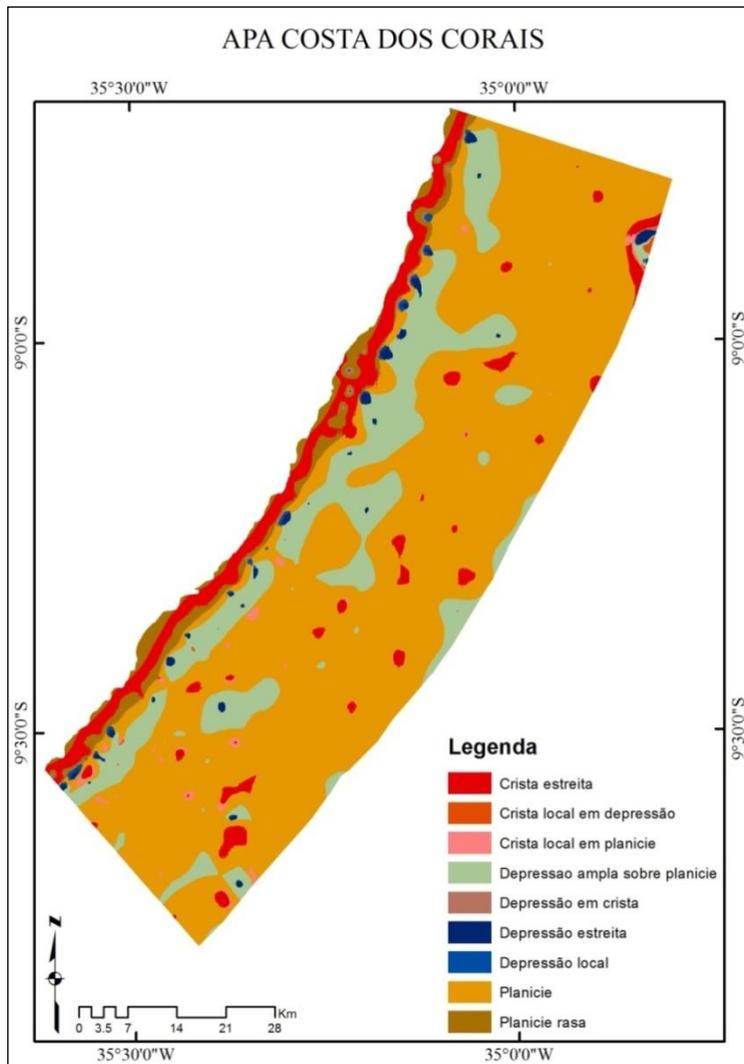


Figura 30: Natureza de fundo da APA Costa dos Corais.

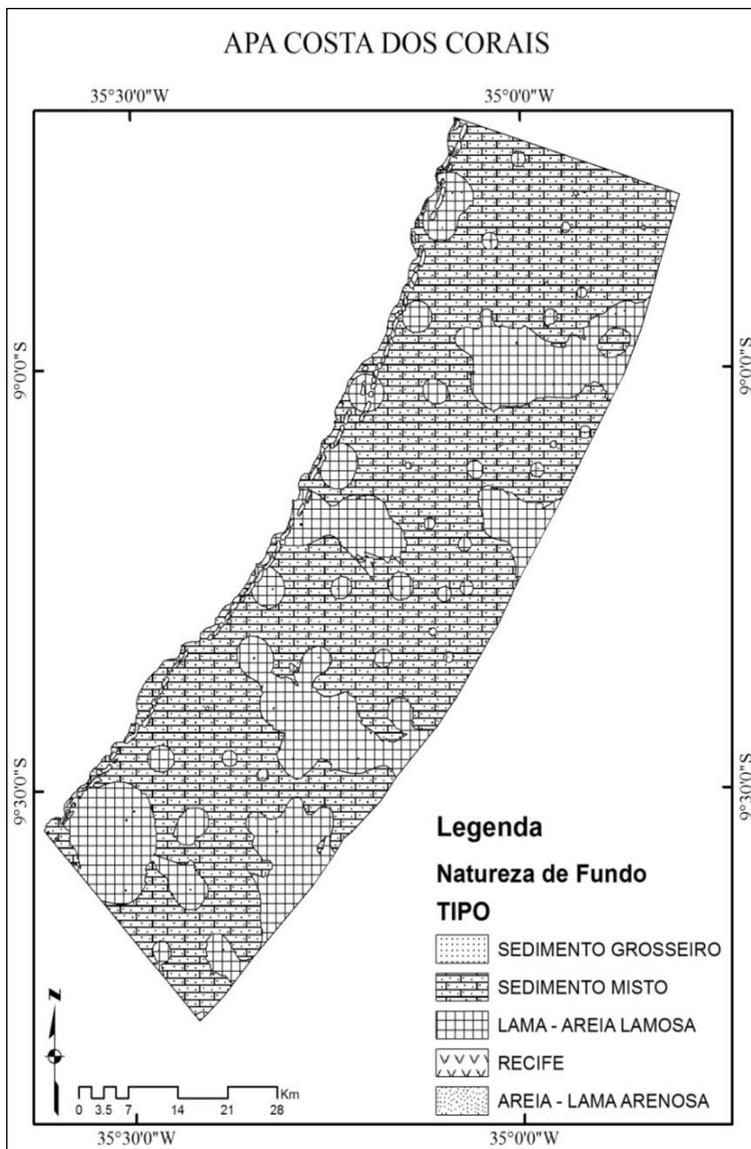


Figura 31: Zonização fótica da APA Costa dos Corais.

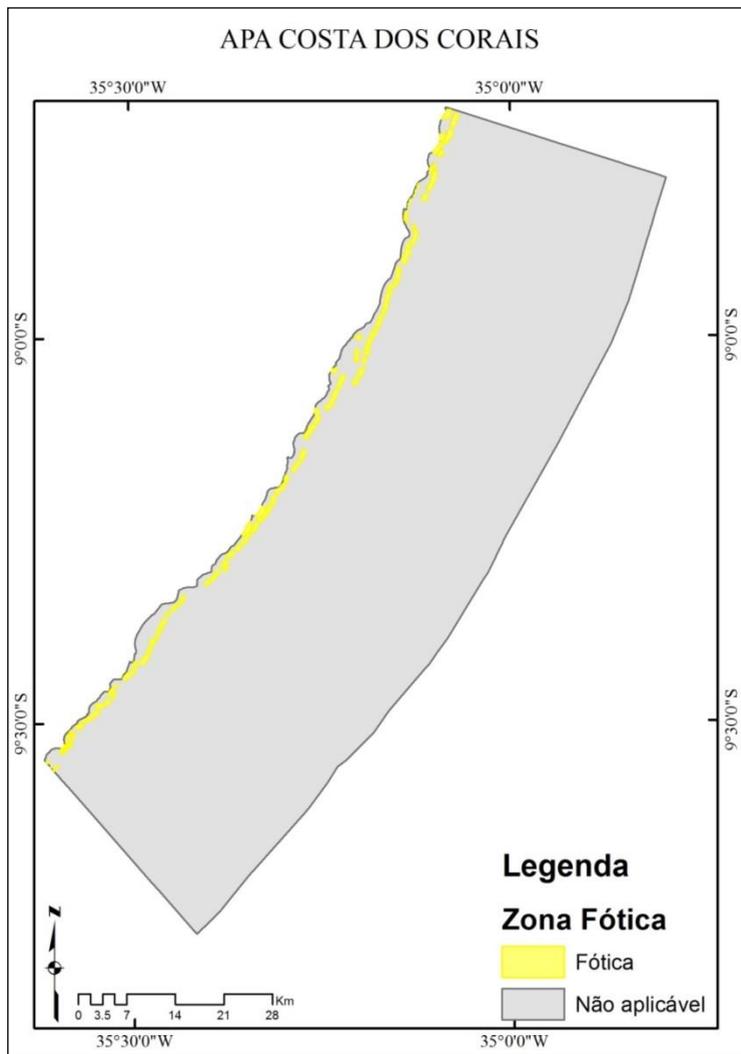
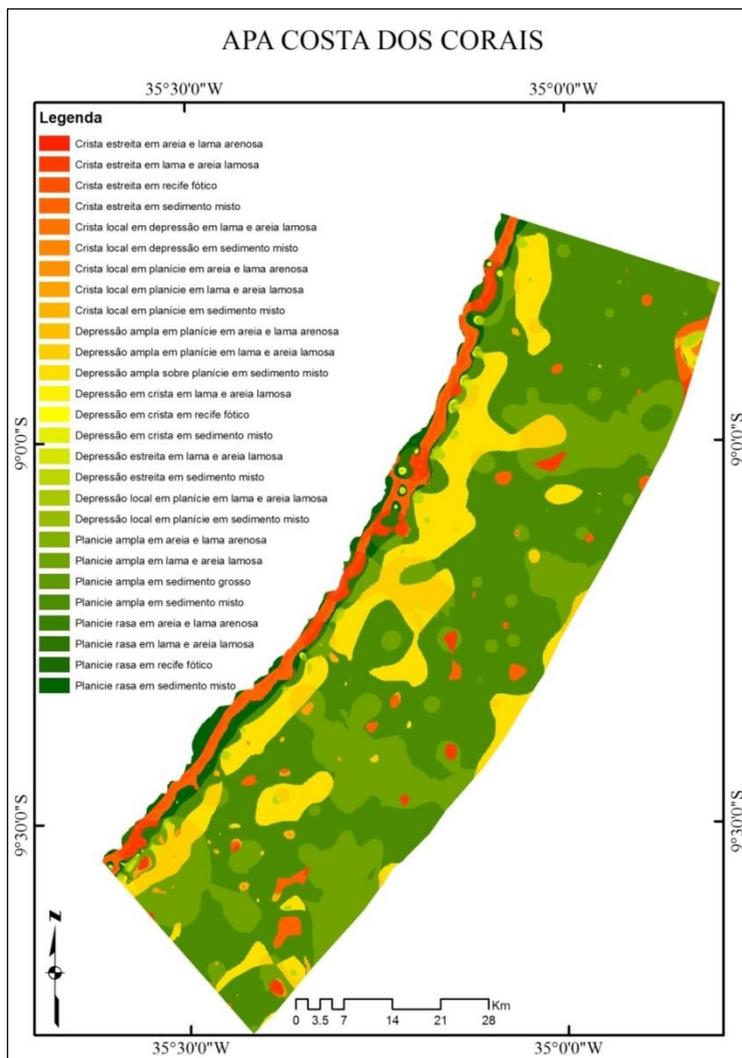


Figura 32: Paisagem marinha da APA Costa dos Corais.



Os resultados obtidos para o PARNA Abrolhos demonstram que a gleba norte desta UC possui uma matriz morfológica representada predominantemente pela feição crista estreita, a qual é circundada por depressões e com pequenas planícies em seu interior (figura 33). Na gleba sul a matriz se modifica, sendo representada pela planície rasa em sua porção central, juntamente com a planície, e cristas estreitas

dispersas em fragmentos alongados por toda área. Poucas formas côncavas são observadas, sendo principalmente encontradas no entorno das formas convexas principais. Enquanto que no norte se observa um padrão convexo para as formas principais no interior da UC, na porção sul predominam as formas planas.

A composição do material que recobre o fundo é, por sua vez, caracterizada principalmente por recifes, do tipo coralíneo, e em ambas as glebas (figura 34). Na gleba norte trechos de lama e areia lamosa são observados pontualmente nas extremidades dos limites da área protegida, enquanto que a porção sul se apresentou mais heterogênea, com a presença de rodólitos, sedimento misto, sedimento grosso e predominância dos recifes coralíneos, sendo que toda a extensão do fundo rígido é caracterizada como zona fótica (figura 35).

Nos mapas de paisagem marinha de fundo ainda percebem-se duas matrizes dentre as diferentes classes de paisagem, sendo que na gleba norte a crista de recife fótico foi a mais representativa (3.996ha, representando cerca de 35,7% dessa gleba) contra planície de recife fótico predominante na gleba sul (24.310ha, representando 31,7% dessa gleba), conforme apresentado na figura 36. O número de fragmentos para a gleba norte 564 contra 578 fragmentos contabilizados para a gleba sul, sendo que a área ao norte apresentou uma densidade de borda com valor de 66,8m/ha, contrastando com apenas 28,1m/ha encontrados na área meridional dessa UC.

Amajor densidade de pontos batimétricos usados na batimetria e análise de relevo da gleba norte em relação à, deve novamente ter interferido nos resultados. Foram encontradas 17 e 30 classes de paisagem das 104 possíveis para as glebas norte e sul respectivamente. Essa diferença que pode estar associada à densidade de pontos de batimetria, que por sua vez deve influenciar diretamente na complexidade das formas de fundo, não sendo necessariamente uma distinção natural entre as áreas.

Figura 33: Morfologia defundo do PARNA Abrolhos.

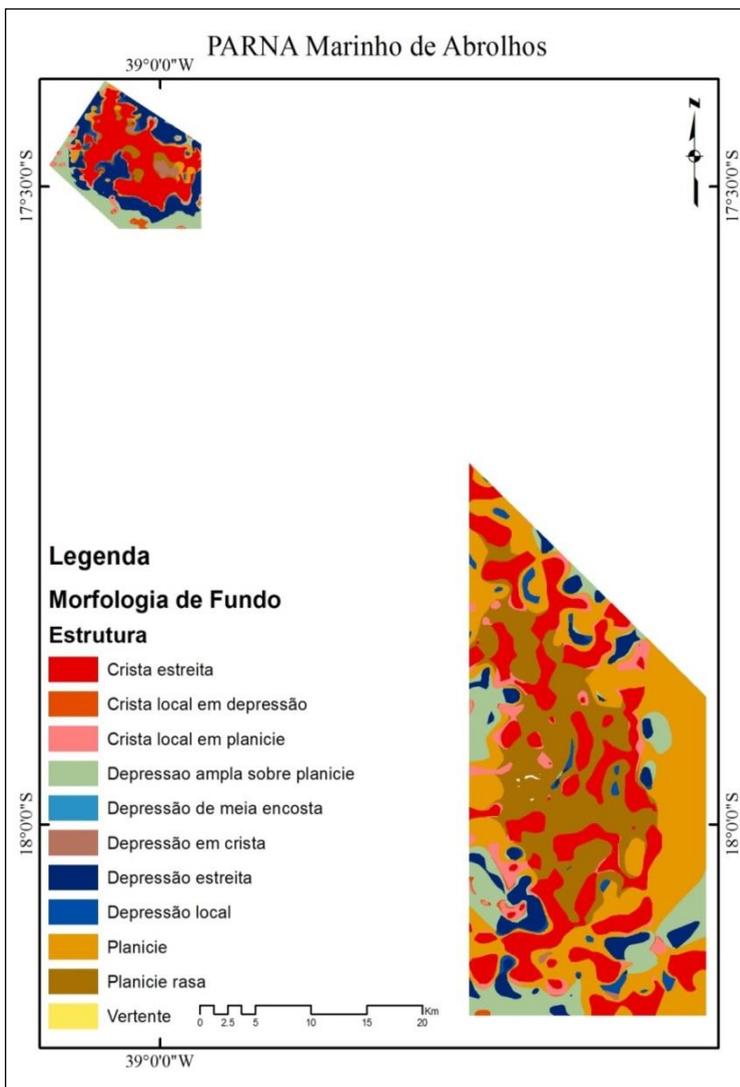


Figura 34: Natureza de fundo do PARNA Abrolhos.



Figura 35: Zonação fótica do PARNA Abrolhos.

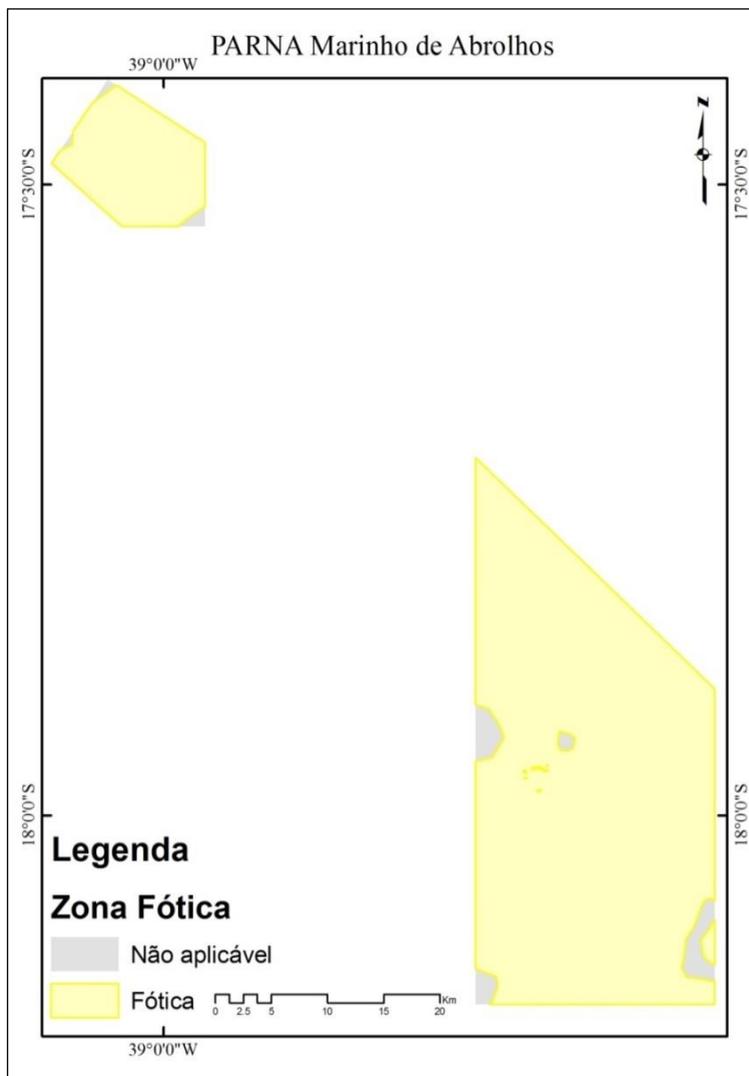
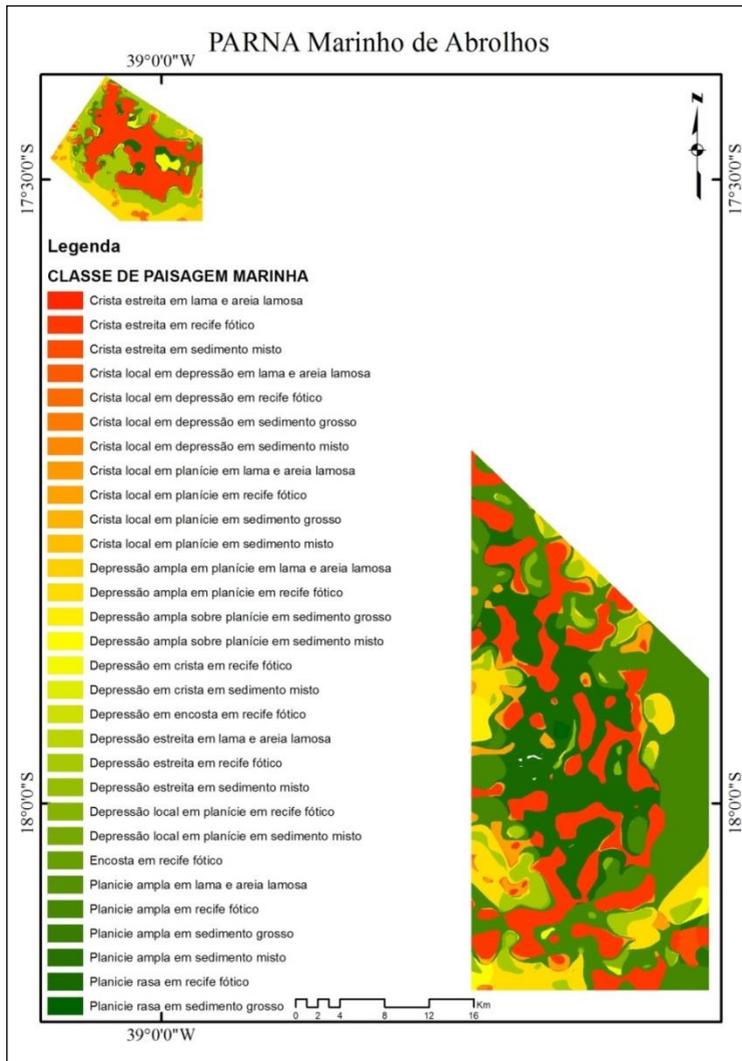


Figura 36: Paisagem de fundo do PARNA Abrolhos.



Para a REBIO Arvoredo o mapa de morfologia de fundo apresentou 10 das 13 classes de estruturas possíveis (figura 37). Destaca-se a classe de planície ampla, que representa a grande matriz de formas de fundo, permeada de fragmentos de outras formas diversas. Dentre essas demais formas, predominam as cristas estreitas, que circundam todas as formações rochosas – incluindo as submersas como o Parcel da Deserta e Pedra Noceti.

Tais formações rochosas estão alinhadas tanto no sentido NE-SW, mesmo sentido do eixo da matriz encontrada, quanto no NW-SE, onde se destacam formas convexas, em especial as depressões observadas entre as Ilhas do Arvoredo e Deserta, além das depressões que contornam as cristas relacionadas à Ilha da Galé.

Dentre as classes de natureza de fundo (faciologia) ocorre o domínio da classe lama e areia lamosa no fundo da REBIO Arvoredo, permeadas por classes pontualmente localizadas (figura 38).

No centro da UC, ao norte-noroeste da Ilha Deserta uma extensa área de sedimentos da classe Areia e Lama Arenosa se destaca, a montante e contígua a uma área recoberta por rodolitos, que por sua vez se encontram entre as Ilhas Deserta e do Arvoredo. A NW da Ilha do Arvoredo há outra área de rodolitos, mas que apresenta um fundo rígido, formando o banco desse gênero de localização mais setentrional no Atlântico Sul (IBAMA *et al.*, 2003).

Com menor extensão e pontualmente localizadas no entorno das ilhas, ilhotas e calhaus (representando a continuidade do embasamento cristalino formadores das áreas emersas), assim como constituindo os parcéis, se encontram as áreas de recifes rochosos. Sedimentos grossos são, por fim, observados mais a NW da Ilha do Arvoredo, representado por uma única mancha. De forma geral, observa-se grande diversidade de tipos de fundo, com maior complexidade associada ao setor S dessa UC.

A espacialização da classificação das zonas de incidência de luz (figura 39) apresentou as duas classes de zoneamento: fótica, relacionada aos recifes rochosos do entorno das ilhas, ilhotas e calhaus, além do Banco de Algas Calcárias localizado no Rancho Norte (centro-sul) dessa área; e afótica, relacionada exclusivamente aos rodolitos que recobrem o fundo de boa parte das áreas de depressões entre as Ilhas Deserta e do Arvoredo, também caracterizada pelas altas profundidades (entre 35m e 40m).

O mapa de paisagem marinha de fundo apresentou 31 das 104 classes de paisagem possíveis (figura 40), onde a planície em lama e areia lamosa representou a matriz da paisagem com cerca de 5.790ha de

área, o que representa 34,6% da área protegida. O número de fragmentos calculado para a área dessa UC foi de 106, sendo que a densidade de borda foi de 52,9m/ha, a segunda mais complexa para essa variável.

Figura 37: Formas de fundo da REBIO Arvoredo.

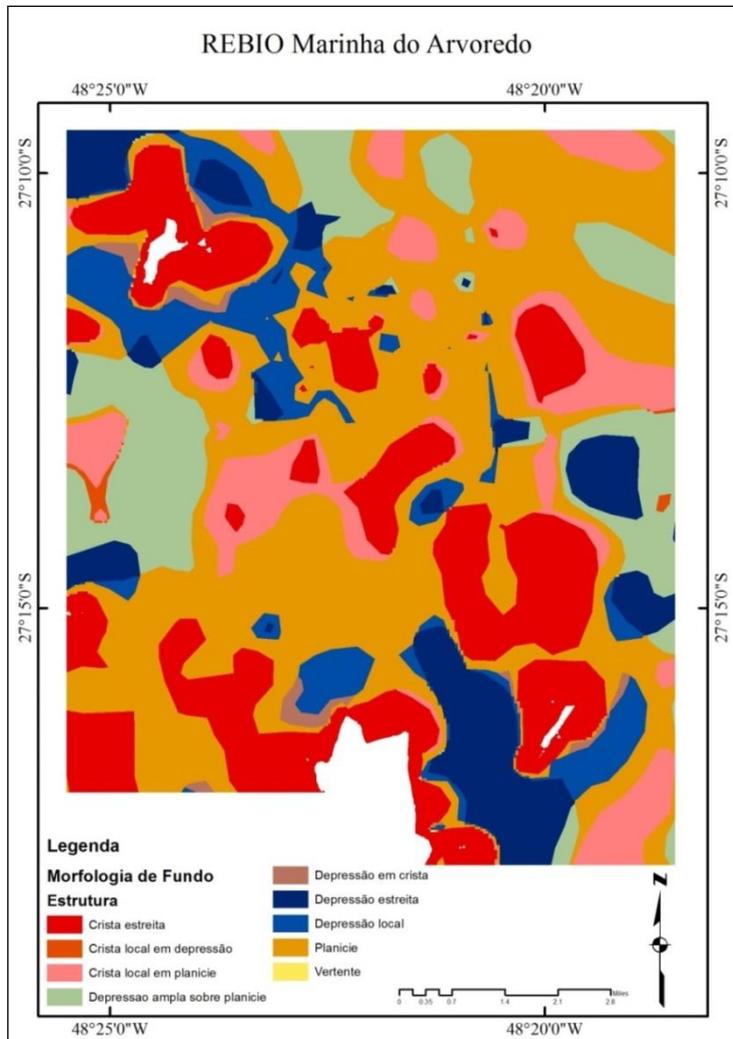


Figura 38: Natureza de fundo da REBIO Arvoredo.

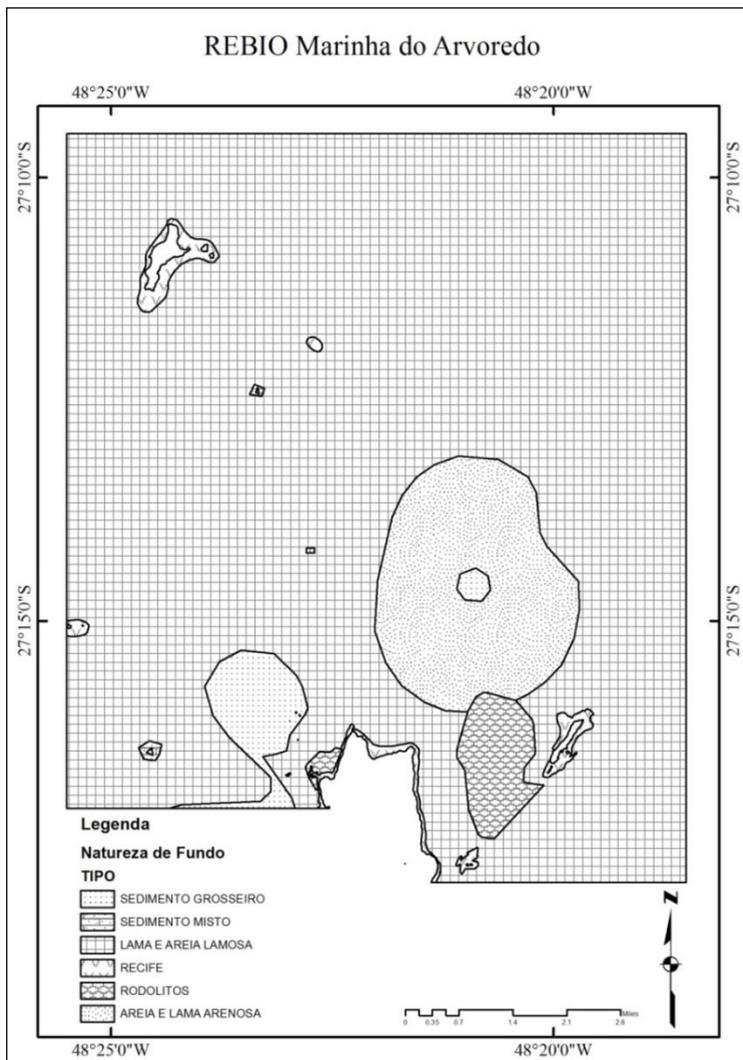
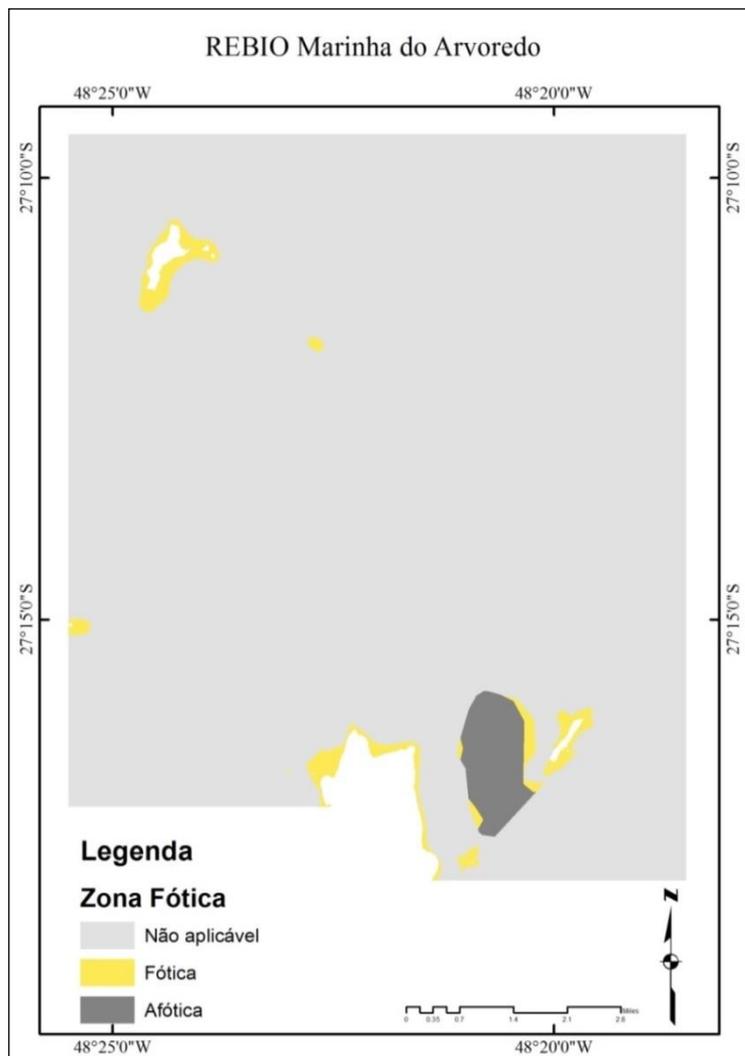


Figura 39: Zonação fótica da REBIO Arvoredo.



e Arvoredo, embora tenha sido pouco presente em Abrolhos N. A crista estreita, por sua vez, também apresentou grande representatividade se comparada com as demais feições. Por outro lado, as feições denominadas quebra lateral de vertente e vertente íngreme sequer foram representadas.

Com relação à zonação fótica, verificou-se que a zona afótica foi a menos representada, sendo que as zonas fóticas predominaram na quase totalidade das áreas onde o mapeamento se fez pertinente. Dessa forma, a quase totalidade das áreas de fundo rígido das áreas protegidas analisadas se encontram na zona fótica, possibilitando a ocorrência e o crescimento de macroalgas bentônicas, dentre outras espécies que dependem da luz solar. A única área afótica se localiza na REBIO Arvoredo, entre as Ilhas do Arvoredo e Deserta, em área côncava e única para as UCs estudadas.

Na Costa dos Corais o sedimento misto foi o tipo de fundo predominante, seguido pela lama e areia lamosa, enquanto que em Abrolhos o recife foi o tipo de fundo predominante em ambas as glebas. Já no Arvoredo a classe de lama e areia lamosa foi mais representativa, podendo isso ser resultado da proximidade de cursos d'água que transportem material mais fino proveniente do continente.

Em relação às outras UCs, Arvoredo tem em seu entorno rios, como o Tijucas, cuja extração de argila em suas margens constitui problema reconhecido para a gestão da UC (MMA, 2004), e o Biguaçu conhecido como fonte de sedimentos finos para as baías próximas (ALMEIDA, 2008).

Em Abrolhos os sedimentos finos que poderiam ser oriundos do continente tendem a ficar aprisionados pelos recifes coralíneos e pela hidrodinâmica local na porção mais próxima à costa (IBAMA, 1991) e na Costa dos Corais há uma baixa representatividade de rede de drenagem continental que abastece o litoral com sedimentos finos, exceto pela presença de manguezais, ricos nesse tipo de material e associados a altos teores de matéria orgânica.

Figura 41: Porcentagem de forma de fundo para cada UC.

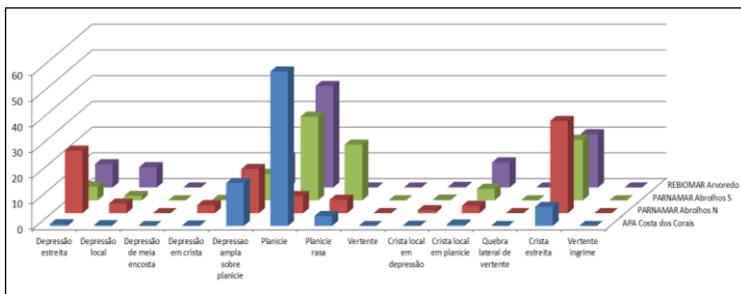


Figura 42: Porcentagem de zonação de incidência de luz por UC.

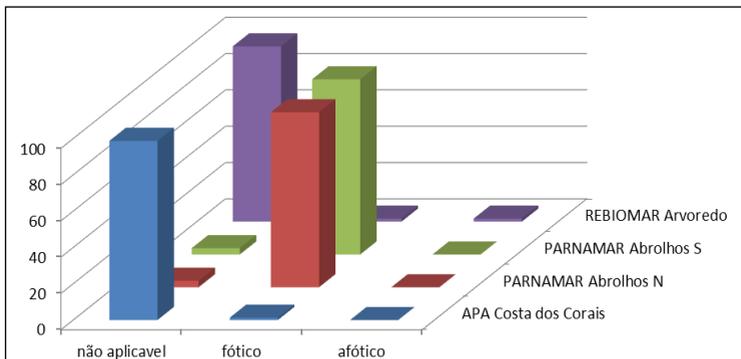


Figura 43: Porcentagem de tipo de fundo por UC.

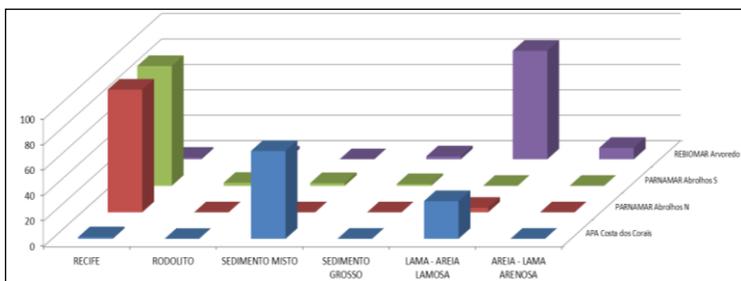


Figura 44: Distribuição relativa das classes de paisagem nas UCs estudadas.

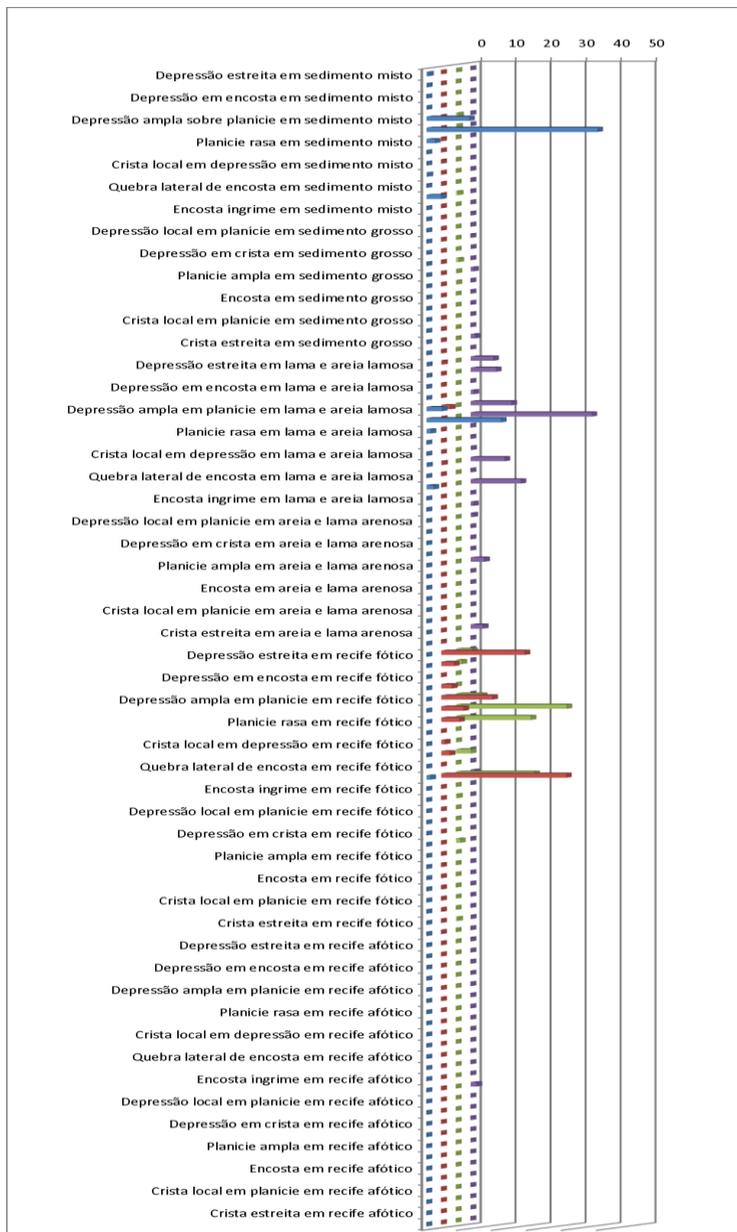


Tabela 7: Métricas de paisagem extraídas para as glebas das UCs estudadas. Os significados das siglas da primeira coluna é apresentado na Tabela 4.

Parametro/UC	ARVOREDO	COSTA DOS CORAIS	ABROLHOS S	ABROLHOS N	Tipo de Análise
SDI	2.13	1.61	1.90	1.85	Métricas de diversidade e
SEI	0.62	0.49	0.56	0.65	
AWMSI	3.50	3.06	3.51	3.17	
MSI	1.51	1.51	1.43	1.40	
MPAR	2829.1	1030.3	520.2	641.0	Métricas de forma
MPFD	1.35	1.33	1.32	1.35	
AWMPFD	1.29	1.25	1.28	1.30	
TE	886694.1	5367175.3	2157752.2	746773.5	
ED	52.9	13.4	28.1	66.8	
MPE	2456.2	5160.7	3733.1	1324.1	
MPS	46.4	386.3	132.7	19.8	Métricas de tamanho e densidade de fragmento
NumP	361	1040	578	564	
MedPS	0.75	1.41	0.50	0.35	
PSCoV	627.1	938.4	699.9	955.4	
PSSD	291.1	3624.9	928.5	189.3	

Uma questão crítica a ser ressaltada em estudos comparativos é a resolução espacial utilizada, que deve ser discutida com maior profundidade, principalmente no que trata da harmonização de dados com diferentes resoluções espaciais.

Embora seja pouco prudente fazer a integração aqui apresentada, onde foram geradas grades batimétricas com resolução espacial de 0,25ha a partir de bases com escala cartográfica de até 1:300.000, preferiu-se manter as informações da forma (oriundas da heterogeneidade de densidade de pontos das cartas náuticas em escala 1:50.000), tão valorizada no conceito de paisagem, mesmo com o risco do aparecimento de artefatos.

As classes das formas parecem ser por demais heterogêneas para um modelo inicial de proposta de classes de paisagem para o ambiente marinho das UCs brasileiras. Embora sejam necessários ensaios estatísticos com dados biológicos que possam ou não validar tanto as classes morfológicas, quanto seus limites (*thresholds*), o grande número de classes de paisagem resultantes parece ser demasiado, tendo sido induzido pela diversidade das feições denominadas de estruturas.

Da mesma forma, as quatro zonas propostas no mesmo modelo BTM parecem compor um número insuficiente de classes, embora não tenham sido realizados ensaios de composição de paisagem marinha a partir da combinação das classes de zona fótica e natureza de fundo juntamente com as quatro zonas possíveis (planície, depressão, encosta e crista).

Os dados de fundo consolidado, por sua vez, estão subestimados a partir da metodologia usada, o que reflete na respectiva subestimação das classes de paisagem compostas por esse tipo de fundo e aumento da incerteza dos resultados. Outras camadas de referência, representando variáveis como energia de ondas, correntes, salinidade e temperatura, além das variações de batimetria conhecidas como “*bathomes*”, poderiam ser utilizadas na continuação desse trabalho.

Os dados utilizados e sua escala disponibilizada, principalmente com relação às cartas náuticas e dados do BNDO, subestimam as áreas de ambientes recifais quando comparados com dados de maior precisão obtidos através de imagens de satélite de alta resolução e levantamentos de campo com sonares de varredura lateral, conforme citados na literatura (HARRIS *et al.*, 2012).

Na APA Costa dos Corais fica evidente a existência de recifes de corais além dos apresentados nas bases de dados utilizadas através dos dados levantados por RUDORFF e GHERARDI (2008). O mesmo se observa na REBIO Marinha do Arvoredo, principalmente entre a Ilha do Arvoredo e a Ilha Deserta. Isso resulta igualmente na subestimação das classes de paisagem compostas por esse tipo de substrato.

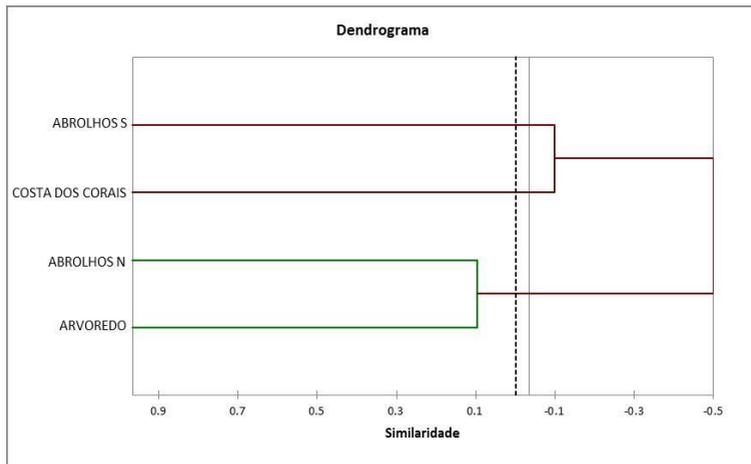
Esses fatos, contudo, não afetam a possibilidade de uso das informações existentes nas CNS no que tange o mapeamento das áreas de fundo rochoso, tampouco desqualificam a metodologia proposta, uma vez que os resultados aqui apresentados demonstram padrões de paisagem com complexidade e distribuição diversa, seja entre as UCs, seja internamente em cada uma delas.

Para as análises entre as UCs devem ser consideradas as diferenças entre as escalas cartográficas originais dos dados utilizados, principalmente para os dados oriundos das cartas náuticas, e das quais se originaram os mapas das formas. Naturalmente se espera um maior número de fragmentos para uma área de estudo maior em comparação com uma menor.

Todavia, escalas cartográficas menores apresentam menos densidade de detalhes quando comparadas de forma absoluta com outra de escala maior, o que também reflete nas métricas de paisagem dos três tipos aqui trabalhados: métricas de forma, métricas de diversidade e métricas de tamanho e densidade de fragmento.

As semelhanças de métricas que agruparam a gleba norte de Abrolhos e Arvoredo, se diferenciando da gleba sul da UC baiana e a APA Costa dos Corais (figura 45), devem estar mais relacionadas aos maiores detalhes de forma em face da densidade dos pontos batimétricos, do que em relação a suas reais características naturais.

Figura 45: Análise de Agrupamento (*cluster*) dos dados de métricas de paisagem das UCs estudadas. Foi realizada normalização dos dados antes da aplicação da análise. Embora a linha de corte indique dois três grupos, o gráfico mostra a possibilidade de agrupamento em apenas dois grupos.



Tal discussão também reverbera na aplicabilidade da abordagem utilizada na conservação ambiental, uma vez que grande parte dos trabalhos que relacionam paisagens marinhas ou formas associadas à biota trabalha em escalas de detalhe e mapeamentos de maior precisão (HARRIS *et al.*, 2012; HARRIS, 2012; IAMPIETRO; YOUNG; KVITEK, 2008; IERODIACONOU *et al.*, 2011).

Não obstante, as escalas aqui aplicadas devem identificar, em alguma escala de organização biológica, correspondências com sua distribuição, seja de grandes grupos, seja de comunidades (ARCHAMBAULT; BOURGET, 1996; KENDALL; MILLER.; PITTMAN, 2011), viabilizando sua utilização seja no zoneamento das UCs analisadas, seja como substituo de conservação em projetos que se utilizem do Planejamento Sistemático da Conservação (PSC).

Para isso, mapeamentos em diferentes escalas cartográficas e resoluções espaciais devem ser elaborados e analisados estatisticamente com dados de distribuição espacial quantitativa de diferentes táxons. É nesse contexto que a atual proposta parece se encaixar como uma útil iniciativa de abordagem inicial, através da utilização de dados abióticos disponíveis.

Observa-se, nesse ponto, que a flexibilidade das ferramentas e métodos utilizados permite que tanto as camadas de referência como

suas classificações possam ser facilmente alteradas. Dessa forma diferentes paisagens, com base nos mesmos dados de entrada, podem ser produzidas e comparadas com distintas organizações e sistemas biológicos, visando a calibração do modelo.

Classificações referentes à batimetria, por exemplo, podem ser incluídas tanto no produto do BTM, assim como na forma de nova camada de referência, dependendo da própria complexidade dos dados, das fontes e do objetivo das análises. Camadas de referência de temperatura podem, da mesma forma, ser facilmente incluídas, seja utilizando valores médios dessa propriedade, ou ainda através da análise de sua variação de amplitude.

Os limites das classes temáticas (camadas de referência), conhecidos como *thresholds*, necessitam também de maior aprimoramento, assim como as análises das escalas (BOSTRÖM *et al.*, 2011; GRANTHAM *et al.*, 2010). Os limites aqui usados foram compilados de trabalhos consagrados, sendo que as únicas alterações foram realizadas na árvore de classificações das feições morfológicas, inferindo maior sensibilidade ao modelo e definindo valores mais rasos para a planície rasa, em relação ao modelo original (COLTMAN; GOLDING; VERLING, 2008; LUNDBLAD *et al.*, 2006; MCBREEN; ASKEW, 2011).

Estudos relacionando à fauna local com diferentes configurações de *thresholds* representam etapa importante de continuidade dessa linha de trabalho, no sentido de ratificar ou retificar estatisticamente os valores e classes de paisagens aqui identificados. Um primeiro ensaio nesse sentido, onde a dependência espacial na distribuição espacial de foraminíferos bênticos foi analisada para a área do entorno da REBIO Arvoredo foi elaborado por PAQUETTE *et al.* (2016). Da mesma forma, trabalhos de adensamento espacial de coleta de dados sobre a natureza de fundo são necessários para diminuir as incertezas associadas aos mapeamentos propostos.

6.3 MÉTRICAS DE PAISAGEM

6.3.1 AGRUPAMENTO A PARTIR DE DADOS DE MÉTRICAS DE PAISAGEM POR UP

Observou-se que as UPs de 1000ha se mostraram muito extensas para aplicação do método na REBIO Arvoredo, pois a mesma UP acaba por abranger áreas ambientalmente distintas, representando uma generalização que pode ser prejudicial no detalhamento do ambiente e posterior agrupamento de áreas por similaridade.

Dessa forma, optou-se por apresentar os resultados espaciais das métricas de paisagem das diferentes UCs a partir das UPs de 100ha, que se demonstraram operacionalmente compatíveis com a viabilidade de processamento e eficientes na compartimentação do detalhamento das paisagens para posterior agrupamento.

A REBIO Arvoredo foi a UC que apresentou o maior valor absoluto de fragmentos por UP, chegando a 14 fragmentos em uma única UP, contra 11 de Abrolhos e 10 em Costa dos Corais (figura 46). Na representação espacializada, observa-se ainda uma diferença entre as glebas N e S no PARNA Abrolhos conforme observado na tabela 8a seguir, e que parece ser resultante das distintas escalas cartográficas originais utilizadas principalmente na geração da camada de forma (morfologia de fundo).

Nos dados de densidade de borda (ED, figura 47) a influência de escala cartográfica original na diferença entre os resultados das distintas UCs se evidencia. Novamente diferenças claras entre as glebas N e S de Abrolhos foram observadas, reforçando que as semelhanças de áreas pelas métricas de paisagem parecem ter sido definidas por influência da escala cartográfica originalmente utilizada (e pela falta de uma harmonização dos dados a partir da menor escala) do que pelas características naturais das áreas de estudo.

Os dados de Índice Médio de Forma (MSI, figura 48) também parecem refletir a variação da resolução espacial utilizada, apresentando os valores médios de 1,2 para Costa dos Corais, de 1,4 para Abrolhos e 1,5 para o Arvoredo. Embora semelhantes em média, os valores máximos para Costa dos Corais demonstram locais de alta complexidade nessa UC e com concentração de maiores complexidades nas porções próximas à costa e aos fundos rígidos, mesmo que seus dados provenham de escala cartográfica original pequena.

Tabela 8: Dados de métricas totais de paisagem por UC.

	COSTA DOS CORAIS			ABROLHOS			ARVOREDO		
	NumP	ED	MSI	NumP	ED	MSI	NumP	ED	MSI
Média	1.7	0.0121	1.2	2.7	0.0176	1.4	3.6	0.0442	1.5
Maximo	10.0	0.0404	6.7	11.0	0.1895	2.6	14.0	0.1082	2.3
Mínimo	1.0	0.0003	1.0	1.0	0.0005	1.0	1.0	0.0024	1.1
Desvio P.	1.0	0.0045	0.3	1.6	0.0290	0.3	1.9	0.0201	0.2

Figura 46: Número de fragmentos por UP de 100 hectares.

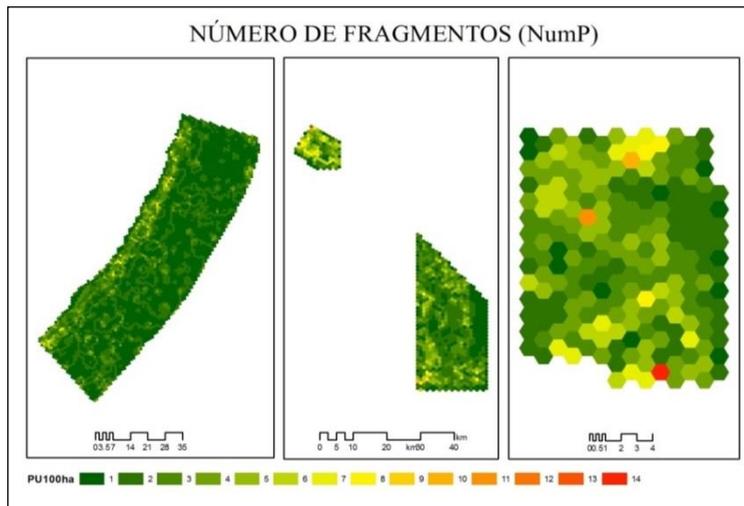


Figura 47: Densidade de borda por UP.

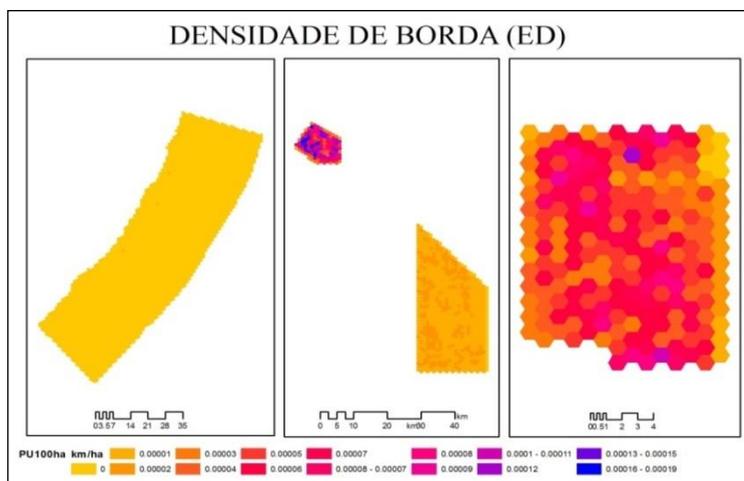
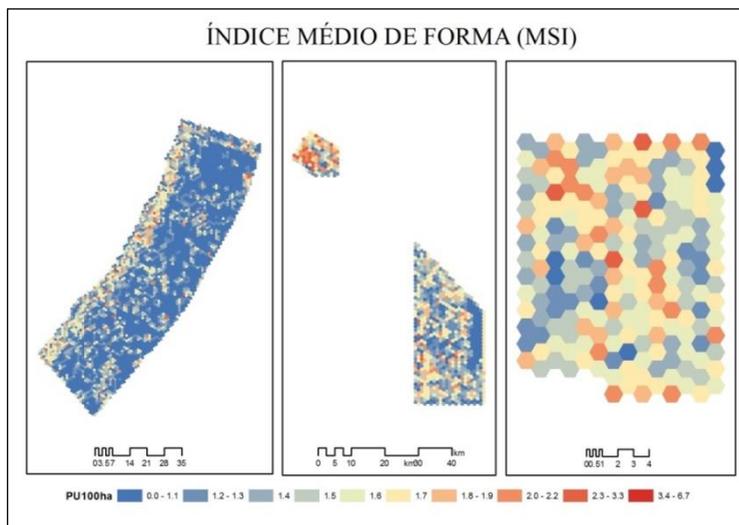


Figura 48: Índice médio de forma por UP.



O agrupamento pelas métricas de paisagem escolhidas (NumP , ED, MSI) apresentou o número ideal de dois grupos em todas as análises realizadas, conforme demonstram os gráficos seguintes e respectivas espacializações (figuras 49, 50, 51 e 52). Tais gráficos, porém, informam que outros números de agrupamentos também podem ser aceitos como resultados. Nesse caso, o programa se limita ao número máximo de 15 grupos. As figuras 53, 54 e 55 apresentam especialmente os agrupamentos definidos estatisticamente.

Novamente, espera-se que validações com dados biológicos possam ser utilizadas para refinar tais agrupamentos, seja na origem da resolução temática e espacial das camadas de referência, seja no número final de grupos, ou em qualquer etapa do processo que permita reavaliação metodológica.

Figura 49: Agrupamento ideal por métricas da paisagem para Costa dos Corais.

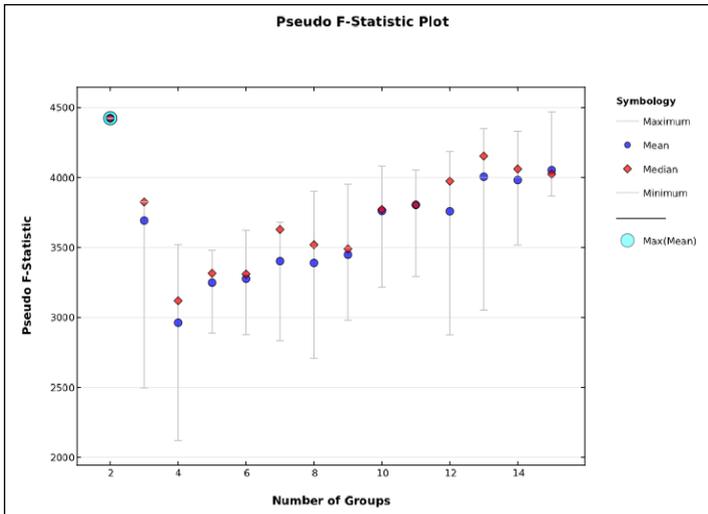


Figura 50: Agrupamento ideal por métricas da paisagem para Arvoredo.

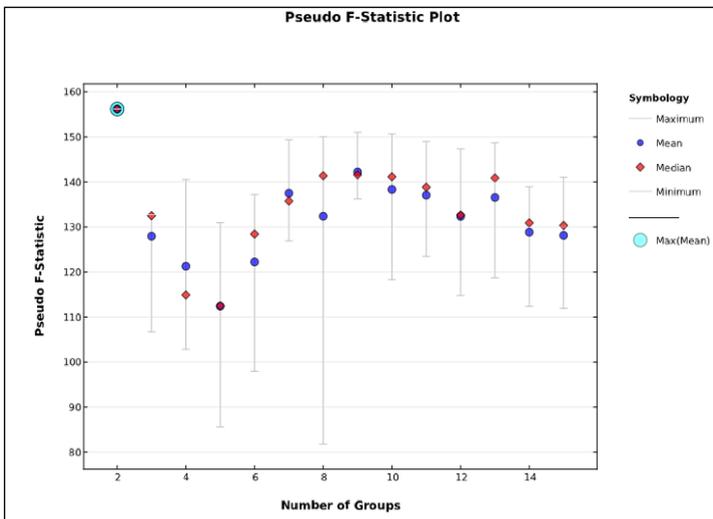


Figura 51: Agrupamento ideal por métricas da paisagem para Abrolhos, gleba N.

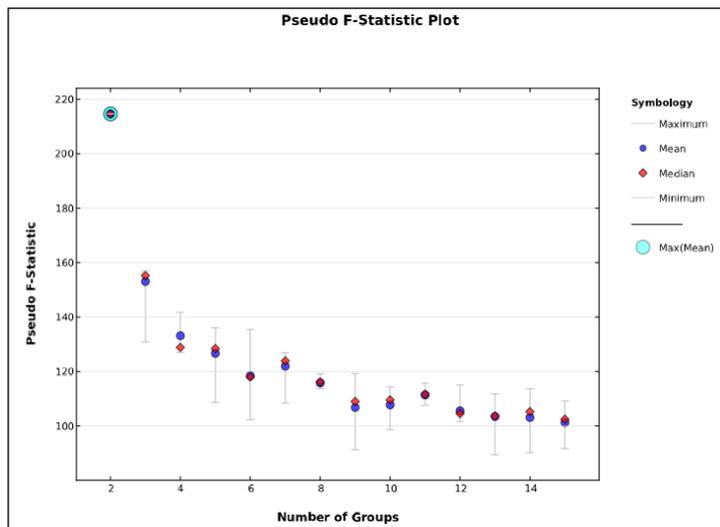


Figura 52: Agrupamento ideal por métricas da paisagem para Abrolhos, gleba S.

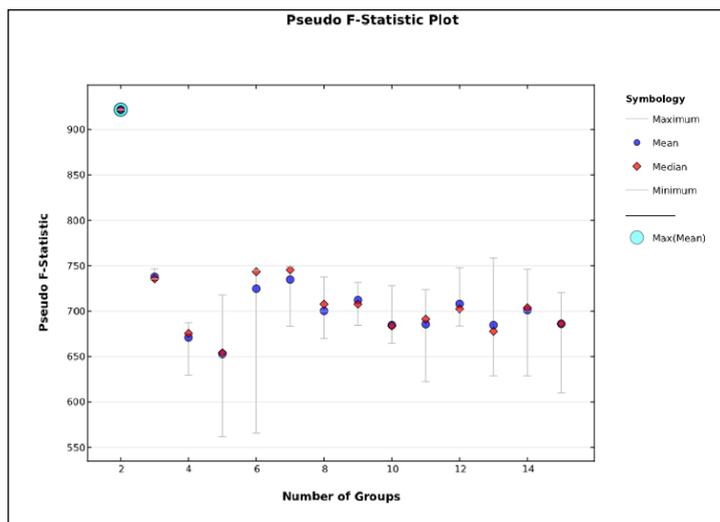


Figura 53: Agrupamento da Costa dos Corais em função das métricas de paisagem.

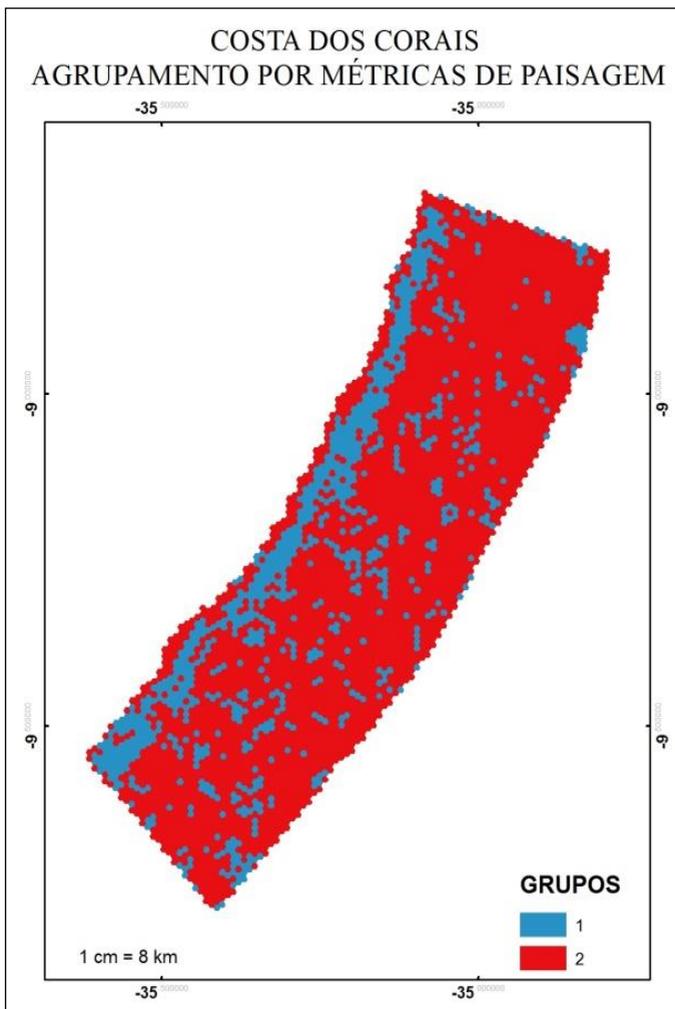


Figura 54: Agrupamento de Abrolhos (glebas N e S) em função das métricas de paisagem.

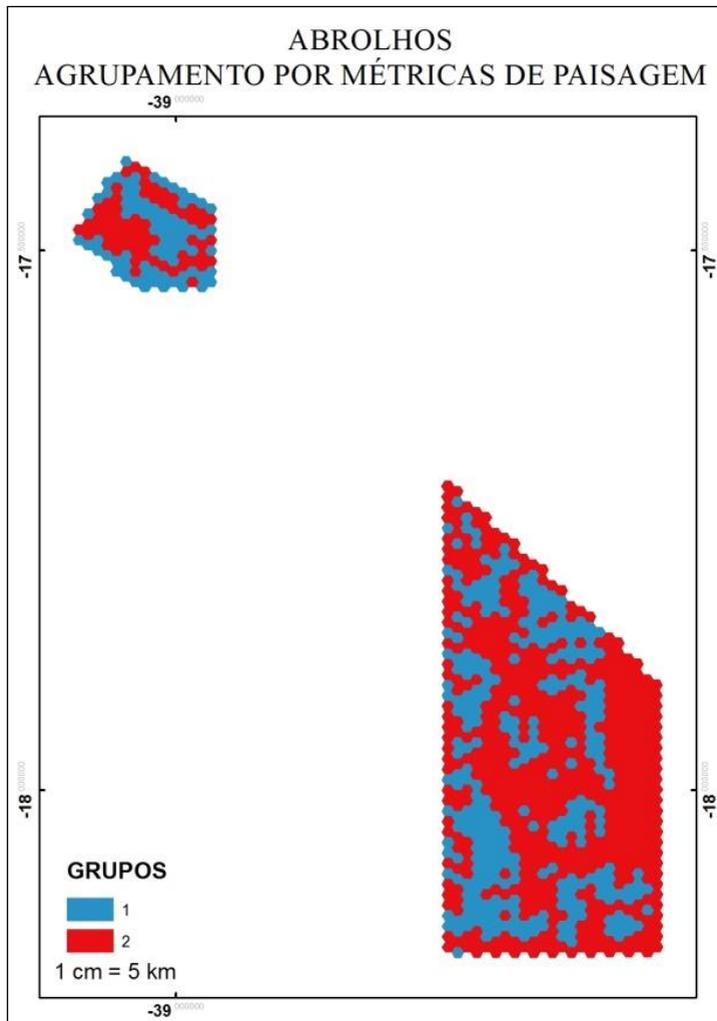
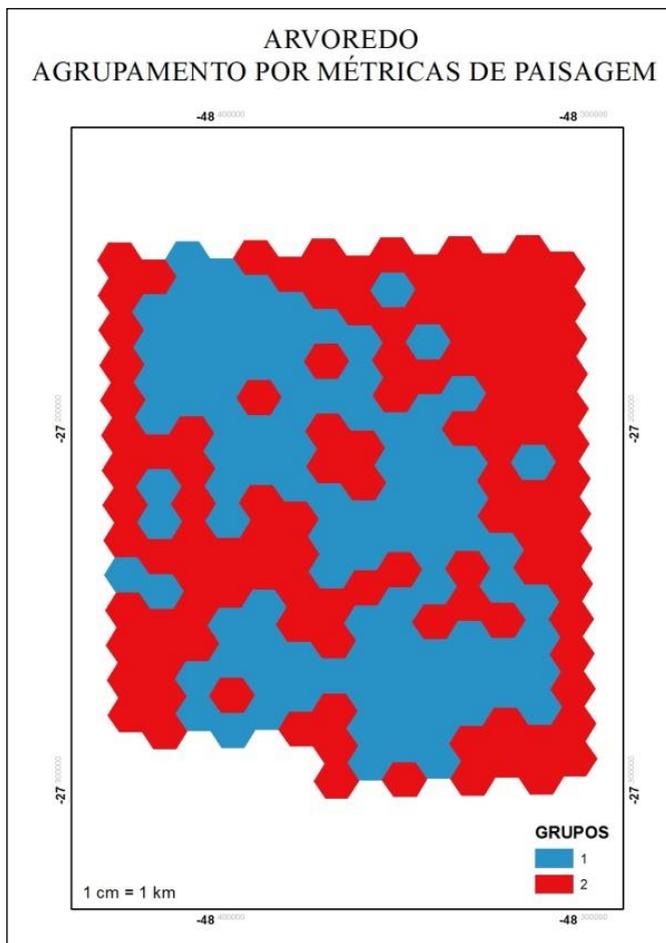


Figura 55: Agrupamento do Arvoredo em função das métricas de paisagem.



De forma geral os dados de métricas de paisagem apresentados representaram diferenças tanto internamente a cada uma das UCs, demonstradas pela espacialização dos resultados nas diferentes UPs, quanto quando analisadas as diferentes áreas protegidas entre si, embora tenham que ser consideradas as diferentes escalas das cartas náuticas originais.

A determinação de UPs heterogêneas em forma e tamanho, como feito por (LEWIS *et al.*, 2003), deve ser avaliada como alternativa de mapeamento para posterior relacionamento entre as UPs em novas

rodadas de cenários, o que também pode servir como ferramenta que elimine ou atenuar dos resultados finais passíveis de influência da escala cartográfica original.

6.3.2 AGRUPAMENTO A PARTIR DA ÁREA DE CLASSES DE PAISAGEM POR UP

Os agrupamentos das UPs por similaridade entre a quantidade de classes por UP é representado espacialmente a seguir e demonstra a viabilidade do uso desses dados na diferenciação de áreas das UCs estudadas (figuras 56, 57 e 58).

O processamento de dados para a APA Costa dos Corais indicou como sete e vinte e um, respectivamente, os números de grupos mais representativos para os dados de área de classe por UP e para seu valor padronizado (figura 59). Para Abrolhos os resultados indicaram quatro grupos como o número ideal para a gleba N e sete para a gleba S, cujas especializações dos agrupamento por área e o por área padronizada se mostraram iguais entre as glebas N, embora tenham apresentado poucas diferenças no agrupamento entre as glebas S (figura 60).

Para o Arvoredo (figura 61), dez e oito grupos foram gerados respectivamente para os valores absolutos de área e dos valores padronizados. Embora grupos dominantes possam ser observados, alguns dos grupos por vezes apresentaram pequenos números de UP que o compõe, com uma ou duas unidades apenas, o que também pode ser observado para as outras áreas. Apesar dos agrupamentos apresentados representarem resultados iniciais, demonstram que o método conseguiu determinar setores diferenciados entre si, em termos de classes de paisagem e sua complexidade, para os territórios protegidos.

Figura 56: Agrupamento por áreas das classes de paisagem (por valor absoluto de área e área normalizada) para APA Costa dos Corais.

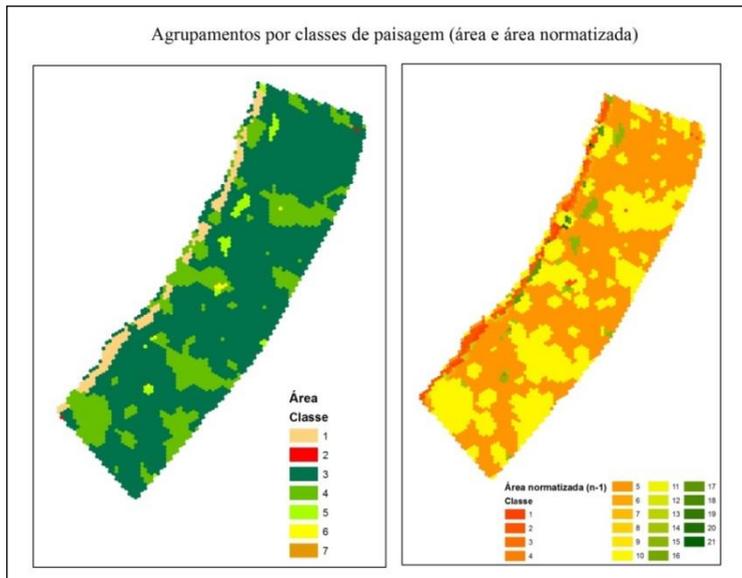


Figura 57 Agrupamento por áreas das classes de paisagem (por valor absoluto de área e área padronizada) para Abrolhos.

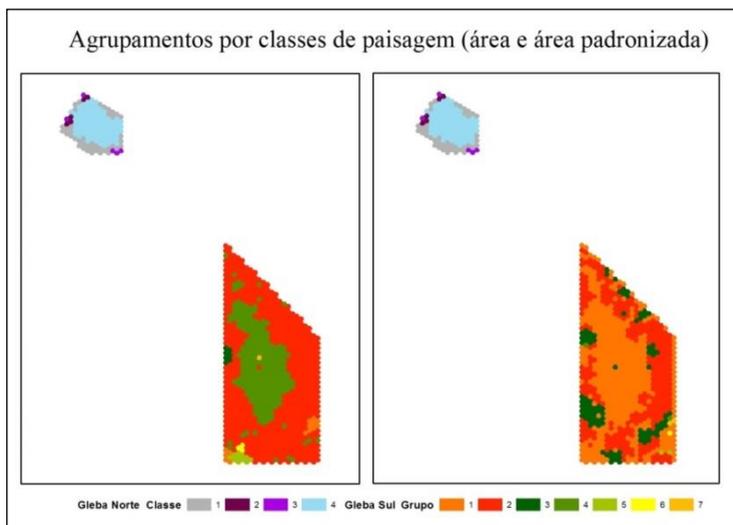
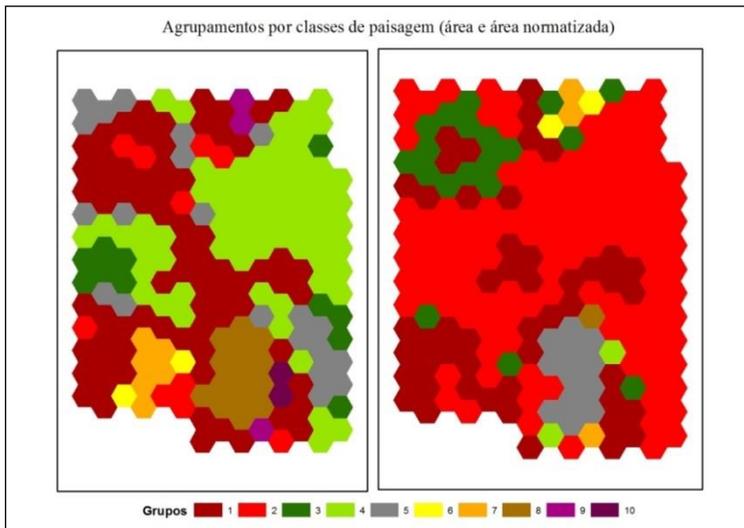


Figura 58: Agrupamento por áreas das classes de paisagem (por valor absoluto de área e área normalizada) para o Arvoredo.



Para Costa dos Corais (figura 56), os grupos ficaram divididos entre as zonas recifais e de sedimentos inconsolidado, o que já poderia ser esperado face à grande variação morfológica e de natureza de fundo encontradas nessa área da UC (figura 17), e em detrimento a outras claramente caracterizada por paisagens mais homogêneas.

Para Abrolhos (figura 57), onde cada gleba foi trabalhada separadamente, percebe-se na gleba N uma matriz classificada como grupo 1 permeada por manchas do grupo 2, enquanto que na gleba S observou-se a predominância do grupo 1 em áreas como a planície rasa e planície ampla, encontradas no mapeamento de geomorfologia, e outro grupo no entorno da planície rasa e na transição entre as planícies.

Já para o Arvoredo (figura 58), os grupos apresentaram padrão onde as ilhas e seus entornos, assim com as áreas de maior concentração de cristas, se encontraram no grupo 1, enquanto que o grupo 2 foi representado por áreas de morfologias mais suaves, relacionadas às planícies arenosas. O mesmo padrão em espiral, citado no capítulo destinado ao mapeamento das formas e relacionado as cristas e áreas convexas, novamente foi aqui observado, dessa vez destacado pelo grupo 1 (azul).

Pode-se concluir que os ensaios de agrupamento a partir das classes de paisagem e suas métricas se mostraram eficientes, agrupando áreas

similares através dessas características abióticas combinadas. Porém, observou-se visualmente uma forte influência das formas nos resultados finais, onde as variações morfológicas mapeadas parecem direcionar maior variabilidade ambiental do que as outras camadas de referência, seja pela sua distribuição irregular, seja pelo grande número de classes geradas.

Trabalhos com dados de coluna d'água (CHLUDINSKY, 2002) e foraminíferos (PAQUETTE, 2014) já produziram material auxiliar à gestão, através da setorização da REBIO Arvoredo em função de suas características ambientais específicas, com potencial de uso em futura revisão de seu plano de manejo e respectivo zoneamento, implementados em 2003.

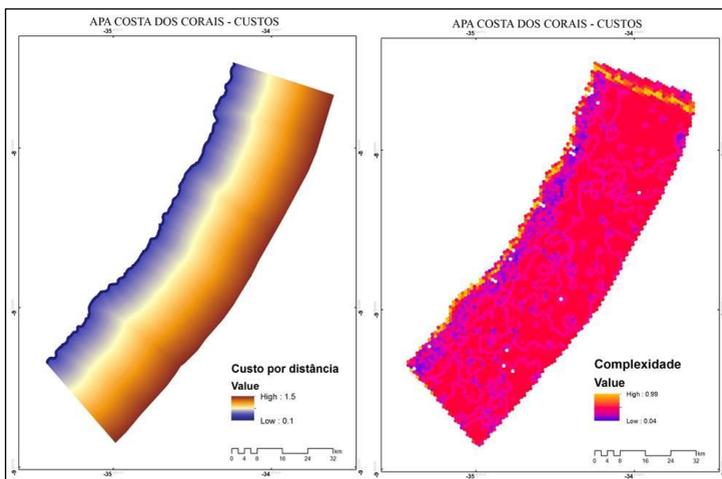
6.4 PLANEJAMENTO SISTEMÁTICO PARA A CONSERVAÇÃO – MARXAN

Abaixo são apresentadas os resultados dos ensaios que aplicaram as classes de paisagem e as métricas relacionadas, assim como outras características locais das UCS estudadas, num exemplo prático de Planejamento Sistemático para a Conservação (PSC). Além dos recursos e objetivos de conservação terem sido elencados a partir das classes de paisagem encontradas, o uso do MARXAN solicita dados de custos de conservação, conforme explicado anteriormente.

As espacializações dos dois custos heterogêneos utilizados nas rodadas MARXAN, a partir da distância (quanto mais distante e em zona de navegação mais externa, mais caras as ações de conservação) e a partir da complexidade da paisagem marinha (quanto mais complexo, menor o custo de conservação) são apresentadas na figura 59.

No custo associado à distância naturalmente se esperava que o mesmo aumentasse à medida que se afastasse da costa. O custo por complexidade (quanto maior a complexidade, menor o custo) apresentou menores valores associados a áreas próximas à costa, sendo que os maiores custos se localizaram entre as áreas recifais e linha de costa, além de setor ao norte da UC.

Figura 59: Mapas finais de custos utilizados em algumas rodadas do MARXAN.



O BLM modifica o peso do comprimento de borda do desenho proposto na equação de seleção das áreas, com reflexos em padrões de conectividade dos sistemas e, conseqüentemente, na proposta final apresentada pelo programa (ARDRON, POSSINGHAM, KLEIN, 2010).

Sendo uma das principais variáveis que devem ser inicialmente calibradas para determinação do desenho final do sistema de reserva ou da frequência de seleção, o BLM permite, assim como a variável CLUMP (agrupamento), a indução para um maior agrupamento ou espalhamento dessas escolhas, de forma que atendam aos objetivos de conservação propostos concomitantemente com outros distintos interesses administrativos e de gestão.

Os resultados das rodadas do MARXAN para a Costa dos Corais (figuras 60, 61, 62, 63, 64, 65, 66, 67 e 68) apresentaram uma alta dispersão tanto para as áreas selecionadas no resultado final proposto, quanto para a frequência de seleção das áreas selecionadas. Esse comportamento se manteve enquanto valores de BLM se mantiveram abaixo de 100.000, (cenários 1 a 5 e 15 a 17, onde os custos aplicados foram iguais para as UPs).

Para o gestor de uma UC, principalmente das marinhas, e em termos de fiscalização e monitoramento, é importante que as áreas sejam próximas umas as outras, facilitando serviços e operacionalizações

inerentes à gestão, ou seu custo em termos de tempo e de recursos financeiros pode aumentar significativamente.

Por outro lado, a presença de ameaças ou usos conflitantes que não possam ser relocados ou de alto custo de gestão, ou ainda pela necessidade de que grupos genéticos distintos sejam protegidos pelas áreas selecionadas, podem exigir que haja uma fragmentação maior na seleção dessas áreas no sentido que tais objetivos serem contemplados.

Os resultados ainda demonstram que quando aplicados custos diferenciados as UPs, seja pelo custo direto associado a distância da costa (onde a distância absoluta e zonas de navegação compõe tal custo), seja pelo custo inversamente proporcional a complexidade (onde assume-se que maior complexidade é sinônimo de maior biodiversidade), ocorreu um agrupamento maior das UPs tanto na seleção da melhor opção, quanto na frequência de seleção (cenário 5 - 6 e 17 - 18).

Observa-se também que, mesmo aplicando variações da fração das classes de paisagem a ser protegida (10% e 20%), quando os resultados de melhor escolha e maior frequência de seleção se agruparam, seja pela variação do BLM, seja pela variação do tipo de custo, tais resultados tenderam a se concentrar na região central e centro-sul da UC quando comparados com cenários onde os custos foram estipulados como homogêneos (cenários 5 a 11, 14, 17 e 18).

A verificação da melhor calibração do BLM se dá pela plotagem em gráfico dos valores finais de custo e perímetro das melhores escolhas dos cenários. Porém, por motivos desconhecidos, os arquivos “*log.dat*” que geram tais informações falharam, impossibilitando essa análise. Essas informações indicariam em gráfico quando o valor de BLM ideal estaria atingido, o que corresponde a uma grande redução nos limites de borda concomitante com pequeno aumento de custo (ARDRON, POSSINGHAM, KLEIN, 2010).

Figura 60: Cenário de 1,2 e 3. Com bordas pretas as UPs selecionadas na melhor opção. A frequência de escolha é dada pelas classificações de cores.

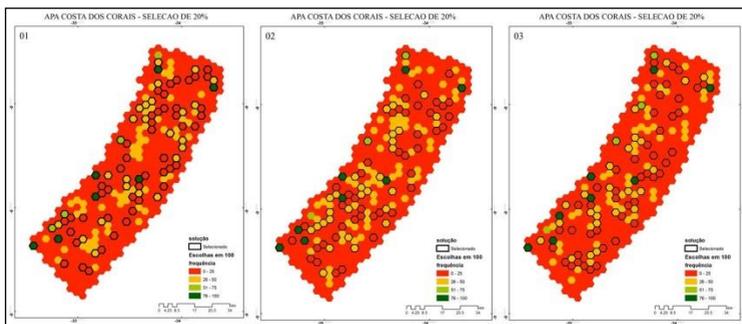


Figura 61: Cenários de 4, 5 e 6. Com bordas pretas as UPs selecionadas na melhor opção. A frequência de escolha é dada pelas classificações de cores.

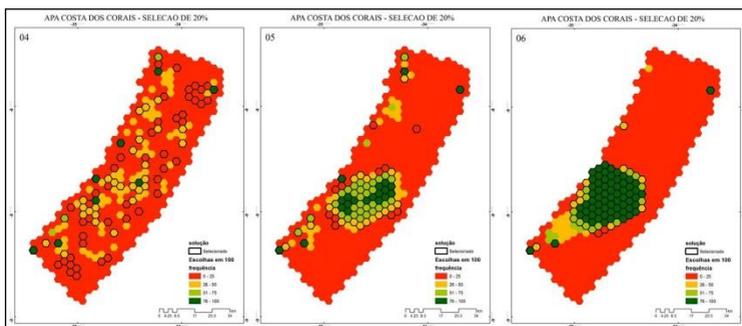


Figura 62: Cenários de 7, 8 e 9. Com bordas pretas as UPs selecionadas na melhor opção. A frequência de escolha é dada pelas classificações de cores.

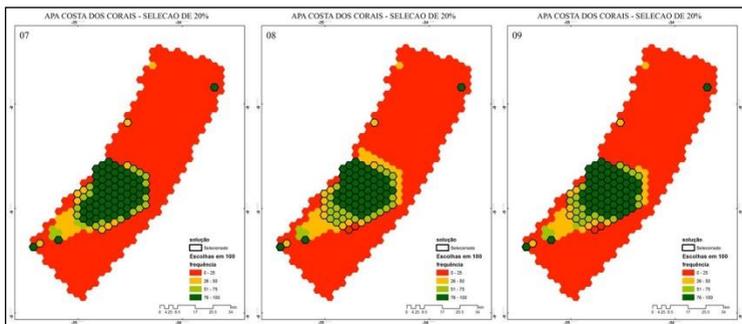


Figura 63: Cenários de 10 , 11 e 12. Com bordas pretas as UPs selecionadas na melhor opção. A frequência de escolha é dada pelas classificações de cores.

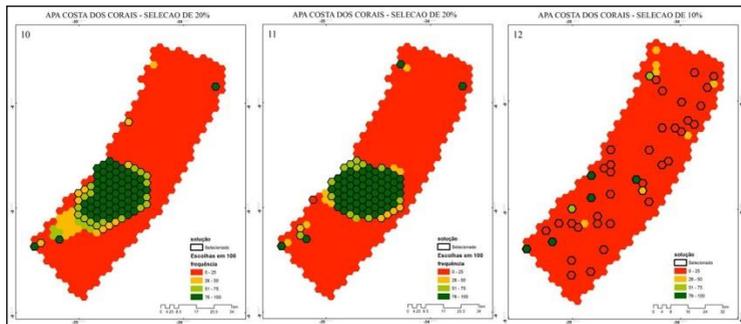


Figura 64: Cenários de 13 , 14 e 15. Com bordas pretas as UPs selecionadas na melhor opção. A frequência de escolha é dada pelas classificações de cores.

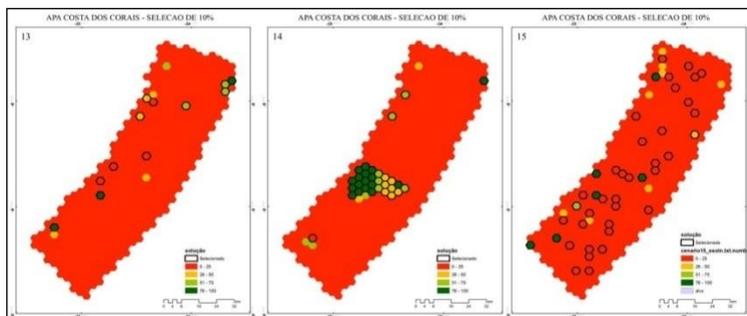
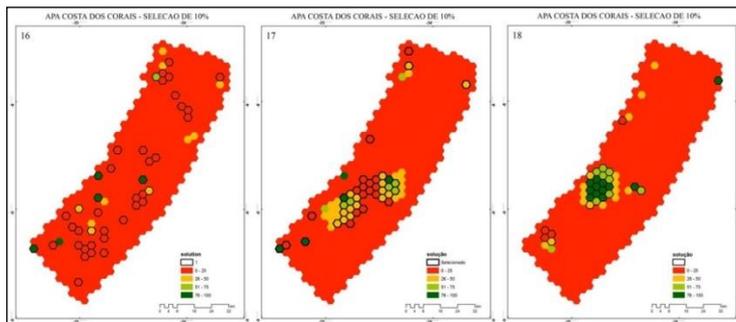


Figura 65: Cenários de 16 , 17 e 18. Com bordas pretas as UPs selecionadas na melhor opção. A frequência de escolha é dada pelas classificações de cores.



Os dados de paisagem marinha, seja pela sua composição, distribuição ou forma, se mostraram eficientes em compartimentar as UCs estudadas em diferentes agrupamentos. Em todas as análises foram observados agrupamentos estatisticamente aceitáveis, de acordo com as ferramentas utilizadas.

A diversidade de classes também se mostrou útil na seleção de áreas com diferentes características e que possam ter algum tipo de importância ecológica, seja pela geodiversidade, seja pela biodiversidade possivelmente associada, na seleção de novas áreas para a conservação ou ainda para o zoneamento das já existentes, como no caso da APA dos Corais.

Com o andamento da elaboração do Plano de Manejo da APA da Baleia Franca, UC não incluída nesses estudos e cujas dimensões alcançam dezenas de municípios costeiros do litoral catarinense, assim com uma grande complexidade ambiental da zona costeira, com dunas, restingas, manguezais, praias, costões e fundos marinhos das mais diversas naturezas, observa-se uma janela de oportunidade de aplicação do método para seu efetivo uso na gestão.

Para essa ou outras UCs marinho-costeiras, são inúmeros os cenários que podem ser testados a partir daqui. A determinação de custos relacionados à distância de colônias de pesca, ou da base de fiscalização, ao invés da linha de costa e zonas de navegação aqui utilizadas, é uma das mais factíveis e realistas a serem testadas (PEREIRA; BONETTI, 2012). A inclusão de outras camadas de referência representa outro exemplo de quais caminhos podem ser seguidos no sentido do aprimoramento desse método.

As diferentes escalas cartográficas utilizadas e harmonizadas na resolução espacial de 0,25ha (2500m²) possibilitaram a comparação entre as UCs estudadas, embora tenha ficado evidente que a distribuição desigual dos pontos de batimetria ao longo das cartas náuticas e demais fontes parece ter influenciado na comparação entre os resultados, mascarando variações naturais pela homogeneidade aparente.

Importante relembrar que o mapeamento das cartas náuticas tem como objetivo a navegação e que a densidade de pontos é relação direta da complexidade do fundo, não sendo somente dependente da escala cartográfica original.

Os ensaios de seleção de áreas aqui apresentados tiveram como foco o ambiente submerso, a paisagem marinha e o fundo do mar nessa UC. Numa região costeira, onde as interações terra-mar são constantes, complexas e consideradas uma espécie de ecótono, a inclusão de alvos como praias, zonas de surfe, planícies de marés (manguezais), e outros

ambientes deve ser efetuada para que sistemas costeiros integrados componham as áreas mais restritas e assim auxiliem na recuperação de estoques pesqueiros e sistemas naturais costeiros degradados (BEGER *et al.*, 2010).

No caso da APA Costa dos Corais, a inclusão dos habitats do peixe-boi, espécie objeto de proteção dessa UC, deve ser incluído em próximas rodadas. Essa área já possui zoneamento em implementação, o que não foi analisado nessa tese.

A inclusão de seu zoneamento já existente é outro exemplo de alteração de cenário e aumento de complexidade que a aplicação permite, tornando o modelo mais adequado à realidade e possibilitando maior efetividade na aplicação de possível zoneamento o sistema de reserva proposto. Para tanto, o uso do MARZONE (*Marxan with Zones*) é recomendado, por associar diferentes zonas, usos compartilhados e objetivos de conservação ao processo de seleção de áreas prioritárias, definindo diferentes categorias de usos e proteção ao território alvo de gestão (STEINBACK, 2008; WATTS *et al.*, 2009).

O entendimento nesse caso é que tanto o apelo pela manutenção da conectividade dos diversos sistemas costeiros, pela atual escassez de recursos para a fiscalização ambiental (sejam recursos humanos, sejam recursos financeiros), pela pontualidade de certas colônias de pesca e seus respectivos territórios, assim com a pontualidade dos pontos de saída de embarcações de fiscalização (usando o exemplo local da grande Florianópolis), devam influenciar na decisão por agrupamentos de áreas como escolha final de UCs ou zoneamentos, convergindo em parte com LESLIE *et al.* (2003).

Complementarmente, outra utilidade desse método emerge, com foco na fiscalização. Em casos em que gargalos de gestão, sejam falta de recursos humanos, de equipamentos ou ainda de recursos financeiros (como os necessários para combustíveis e manutenção de veículos), pode-se utilizar a ferramenta de zoneamento para definir quais áreas dentro do território protegido merecem maior atenção, considerando para isso o custo-benefício do esforço de policiamento.

O mesmo raciocínio pode servir para monitoramento e pesquisas, propiciando novas informações de áreas correspondentes a aptidão de determinados organismos, objetos de estudos biológicos e ecológicos, e possíveis distribuições espaciais, como realizado por BONETTI e POPULUS, (2009).

Porém, validações com dados bióticos se fazem necessárias para que as variáveis utilizadas desde o início dos processamentos e seus limites de classes (*thresholds*) sejam calibradas e possam representar de

forma mais efetiva, além da geodiversidade, recursos ambientais substitutos para a conservação (*surrogates*). Também entende-se que mesmo que as configurações aqui utilizadas desde o primeiro ensaio encontrem alguma correspondência positiva com determinado sistema biológico ou serviço ecossistêmico, não se descarta que agrupamentos com menor número de classes resultantes possam melhor representar similaridades ambientais entre as áreas estudadas.

7. CONCLUSÕES

O método aqui aplicado gerou resultados até então inéditos para as áreas marinhas protegidas do país, tendo representado espacialmente, em escala cartográfica disponível, a complexidade estrutural do fundo dessas Unidades de Conservação. Foi possível efetuar ainda uma comparação entre as áreas protegidas, assim como identificar variações internas das UCs analisadas.

No primeiro ensaio apresentado foi possível produzir a primeira das três camadas de referência utilizada para compor os mapas de paisagem marinha. Paleodrenagens, originalmente não incorporadas na proposição inicial desse trabalho, foram utilizadas como um geoindicador que orientou as alterações na interpretação do programa para a geração das feições morfológicas.

O segundo ensaio, por sua vez, reconstruiu os mapas do primeiro ensaio em resolução espacial de maior detalhe, gerando também as camadas de referência de tipo de fundo e zonas fóticas, além de cruzar tais camadas em ambiente SIG, gerando os mapas de paisagem marinha das UCs estudadas.

Nesse mesmo ensaio, os mapas, gráficos e dados apresentados (classes de paisagem e métricas associadas ao território da UC de forma geral) possibilitaram verificar a variabilidade tanto interna quanto entre as áreas de estudo, embora ainda numa abordagem inicial. De certa forma, esses resultados demonstram variabilidade estrutural do fundo marinho das Unidades de Conservação estudadas, diferenciando tais áreas em diferentes setores ambientais.

Dessa forma, os mapas das variáveis abióticas (camadas de referência) foram elaborados com sucesso, exceto para o PARNA Marinho de Fernando de Noronha. Nesse caso, os dados disponíveis publicamente foram insuficientes para a composição da camada de Natureza de Fundo (faciologia), exigindo sua substituição pela APA Costa dos Corais.

Com os dados produzidos no terceiro ensaio, ficou evidente a variabilidade e complexidade estrutural dos ambientes estudados, desta vez através do mapeamento das métricas de paisagem para UPs e de agrupamentos dessas áreas por suas similaridades.

Os mapas das classes de paisagem de das métricas de paisagem demonstraram diferenças e semelhanças estruturais entre as UCs e internamente a cada uma delas. Porém tais resultados sugerem influência da escala cartográfica dos dados originais nesse resultados,

principalmente em relação aos dados de batimetria e dos subprodutos de forma de fundo e das métricas de paisagem.

No quarto ensaio, rodadas de cenários do método de Planejamento Sistemático para a Conservação (PSC) foram realizadas, selecionando diferentes áreas em função de suas diferenças em termos de paisagem marinha (dentro do princípio da representatividade) e com custos simulados em razão da complexidade ambiental das áreas e das zonas de navegação.

Esses últimos ensaios reforçaram a aplicabilidade do método na diferenciação de áreas das UCs a partir de dados abióticos. Serviu também para a proposição, em face de carência de dados bióticos, de áreas que possam receber maior atenção seja em seu zoneamento.

Os resultados permitem concluir que essas Unidades de Conservação foram criadas em áreas que apresentam complexidade morfológica do fundo marinho, o que poderia estar, em certo grau, associado aos índices de biodiversidade encontrados nesses locais. Permitiram, ainda, caracterizar parte da geodiversidade do fundo dessas áreas protegidas, algo pouco explorado na criação e no manejo de Unidade de Conservação marinhas.

Tais resultados representam apenas uma abordagem inicial sobre o mapeamento da paisagem marinha (estritamente abiótica) para o uso na conservação marinha brasileira, e a partir de bases de dados disponíveis. Tanto as resoluções espaciais e temáticas, assim como os limites de classificação, representam aproximações iniciais que necessitam de refinamento e aprimoramento.

Da mesma forma, validações com sistemas biológicos se fazem necessárias para dar continuidade a esse tipo de estratégia e possibilitar aplicações eficientes dessa ferramenta na gestão de recursos naturais.

As escalas espacial e temporal aqui utilizadas, assim como as resolução temática e os limites de classes para cada variável, apresentam limitações que devem ser bem entendidas para o bom emprego do método e para melhor eficácia dos desdobramentos dos estudos dessa linha.

Não se espera, por exemplo, que as escalas temáticas usadas para cada camada de referência já se correlacionem diretamente com organismos atualmente estudados nas áreas protegidas analisadas. Porém os produtos apresentados são inéditos e podem auxiliar diretamente o manejo das UCs, seja pela seleção direta de classes de paisagem ou geodiversidade para ações de manejo, diretamente como recurso de conservação, ou ainda como *surrogate*, representando ainda

uma nova sugestão de análise dentre aquelas realizadas para a elaboração de Planos de Manejo.

Era esperado que resultados distintos relacionados com a variação da escala das cartas náuticas fossem obtidos, uma vez que representam em maior ou menor intensidade a complexidade das formas do fundo. Recomenda-se dessa forma que novos estudos que objetivem as comparações entre áreas mapeadas com distintas escalas cartográficas adequem a resolução espacial a partir da carta de menor escala (1:300.000, nesse caso), no sentido de equilibrar os resultados finais sem que a escala original dos dados exerça peso demasiado nas análises de comparações.

Porém, mesmo com todas as limitações e dificuldades encontradas, o método aqui apresentado, e aplicado em diferentes UCs ao longo desse trabalho, se mostrou eficiente para o manejo e o planejamento de UCs já estabelecidas. Os resultados obtidos sugerem uma efetiva aplicabilidade da abordagem proposta na gestão de áreas protegidas no Brasil, mesmo em face da carência de dados ambientais.

Para o prosseguimento desta linha de investigação, estudos em conjunto com a ecologia e a biologia se fazem necessários para a identificação da representatividade das classes morfológicas de fundo para a organização ecológica local, assim como estudos de hidrodinâmica que possam melhor explicar a organização espacial das formas encontradas.

Da mesma forma, permitirão o reconhecimento da escala de organização ecológica que essa escala espacial relacionada aos recursos abióticos pode representar. Um avanço no conhecimento dessas relações otimizará o planejamento sistemático da gestão ambiental marinha do país, aumentando sua eficiência e eficácia, através do uso dessas feições morfológicas como substitutos de sistemas biológicos, em uma primeira aproximação, para a definição das áreas prioritária para a conservação e criação de novas UCs ou corredores ecológicos.

Pesquisas relativas à multiescalaridade temporal e espacial se fazem necessárias pois, embora os limites administrativos das UCs sejam bem definidos, esses não representam barreiras de sistemas fechados, estando interagindo em diferentes modos e escalas com outros sistemas naturais diversos. A biota e a natureza não reconhecem limites administrativos e esses devem ser dinamicamente definidos e alterados face às novas informações e conhecimentos que venham a ser levantados.

REFERÊNCIAS

ABREU, J. G. N. De. **Contribuição à sedimentologia da plataforma continental interna de santa catarina entre a foz dos rios tijucas e itapocu**. Rio de Janeiro: Universidade Federal Fluminense, 1998.

_____. **Sedimentologia, sismoestratigrafia e evolução da plataforma continental interna na área sob influência dos rios itajaí-açu e camboriú, litoral centro-norte de sc**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010. Disponível em: <<http://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/25536/000753938.pdf?sequence=1>>.

ABREU, J. G. N. De; CALLIARI, L. J. Paleocanais na plataforma continental interna do rio grande do sul: evidências de uma drenagem fluvial pretérita. **Revista brasileira de geofísica**, 2005. v. 23, p. 123–132. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-261X2005000200002&nrm=iso>.

AL-HAMDANI, Z. K. *et al.* Development of marine landscape maps for the baltic sea and kattegat using geophysical and hydrographical parameters. **Geological survey of denmark and greenland bulletin**, 2007. v. 13, p. 5. Disponível em: <www.geus.dk/publications/bull>.

ALMEIDA, D. C. De. **Diagnóstico da distribuição de sedimentos finos e processos físicos associados na baía de tijucas - sc**. [S.l.]: UNIVERSIDADE DO VALE DO ITAJAÍ, 2008. Disponível em:

<http://siaibib01.univali.br/biblioteca/php/index.php?codObra=0&codAcervo=181509&posicao_atual=57&posicao_maxima=56&tipo=bd&codBib=1&codMat=&flag=&desc=&titulo=Publica On-Line&contador=0&parcial=&letra=D&lista=E>.

ALVES, R. J. V.; CASTRO, J. W. De A. **Ilhas oceânicas do brasil: da pesquisa ao manejo**. Brasília: MMA, 2006.

AMARAL, F. M. D. *et al.* Checklist and morphometry of benthic cnidarians from the fernando de noronha archipelago, brazil. **Cahiers de biologie marine**, 2009. v. 50, n. 3, p. 277–290.

ANDRADE, A. C. S. *et al.* Quaternary evolution of the caravelas strandplain - southern bahia state - brazil. **Anais da academia brasileira de ciências**, 2003. v. 75, p. 357–382. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0001-37652003000300008&script=sci_arttext>. Acesso em: 5 dez. 2013.

ANGULO, R. J.; LESSA, G. C.; SOUZA, M. C. De. A critical

review of mid- to late-holocene sea-level fluctuations on the eastern brazilian coastline. **Quaternary science reviews**, 2006. v. 25, n. 5–6, p. 486–506. Disponível em:

<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0277379105000843>>.

ARCHAMBAULT, P.; BOURGET, E. Scales of coastal heterogeneity and benthic intertidal species richness, diversity and abundance. **Marine ecology progress series**, [S.l.], 1996. Disponível em: <<http://www.int-res.com/abstracts/meps/v136/p111-121/>>.

ARDRON, J.A., POSSINGHAM, H.P., AND KLEIN, C. J. **Marxan good practices handbook, version 2**. [S.l.]: [s.n.], 2010. V. 2010.

ARDRON, J. A.; POSSINGHAM, H. P.; KLEIN, C. J. **Marxan good practices handbook: external review version**. (PacMARA, Org.). Vancouver, BC, Canada: Pacific Marine Analysis & Research Association (PacMARA), 2008. Disponível em: <www.pacmara.org>.

ARTUSI, L.; FIGUEIREDO JR., A. G. De. Sismografia rasa da plataforma continental de cabo frio - araruama - rj. **Revista brasileira de geofísica**, 2007. v. 25, p. 7–16. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-261X2007000500002&nrm=iso>.

BALL, I.; POSSINGHAM, H. **Marxan user manual for marxan version 1.8**. (A. E. D. A. Facility, Org.). St. Lucia: University Of Queensland, Australia, 2008.

BAN, N. C. Minimum data requirements for designing a set of marine protected areas, using commonly available abiotic and biotic datasets. **Biodiversity and conservation**, 6 jan. 2009. v. 18, n. 7, p. 1829–1845. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10531-008-9560-8>>. Acesso em: 12 dez. 2013.

BEIER, P. *et al.* A review of selection-based tests of abiotic surrogates for species representation. **Conservation biology: the journal of the society for conservation biology**, 28 abr. 2015. v. 29, n. 3, p. 668–79. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25923191>>. Acesso em: 4 maio 2015.

BITENCOURT, V. **Caracterização sedimentar da reserva biológica marinha do arvoredo (sc) e áreas adjacentes**. [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.

BONETTI, C.; POPULUS, J. **Predictive mapping of benthic marine habitats: logistic regression modeling applied to kelp forests in brittany (france)**. [S.l.]: IFREMER, 2009. Disponível em:

<<http://www.cfh.ufsc.br/~cbonetti/documents/ReportCBonetti.pdf>>.

BOSTRÖM, C. *et al.* Seascape ecology of coastal biogenic habitats: advances, gaps, and challenges. **Marine ecology progress series**, 12 abr. 2011. v. 427, p. 191–217. Disponível em: <<http://www.int-res.com/abstracts/meps/v427/p191-217/>>. Acesso em: 15 nov. 2013.

BRASIL. **Decreto federal n. 84.017.**

BRASIL. **Decreto federal s/n. D.O.U.**

_____. **Decreto federal n. 99.142. D.O.U.**

BRASIL. **Sistema nacional de unidades de conservação - snuc.**

Brasil.

BRASIL. **Resolução conabio nº 03.**

BRASIL. **Programa revizee: avaliação do potencial sustentável de recursos vivos na zona econômica exclusiva: relatório executivo.** 1. ed. Brasília: MMA - Secretaria de Qualidade Ambiental, 2006b. V. 1.

BREMAN, J. **Marine geography: gis for the oceans and seas.** [S.l.]: [s.n.], 2002.

BRIDGE, T. *et al.* Predicting the location and spatial extent of submerged coral reef habitat in the great barrier reef world heritage area, australia. **Plos one**, jan. 2012. v. 7, n. 10, p. e48203. Disponível em: <<http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0048203>>. Acesso em: 12 ago. 2014.

BRITTO, M. C. De; FERREIRA, C. De C. M. Paisagem e as diferentes abordagens geográficas. **Revista de geografia**, 2011. v. 2, n. 1, p. 1–10. Disponível em: <http://www.ufjf.br/revistageografia/files/2011/12/Revista_Geografia_Dez-2011_-_Monique_Cristine_de_Britto1.pdf-51.pdf>. Acesso em: 19 jan. 2016.

BUHL-MORTENSEN, P.; DOLAN, M.; BUHL-MORTENSEN, L. Prediction of benthic biotopes on a norwegian offshore bank using a combination of multivariate analysis and gis classification. **Ices journal of marine science**, 2009. v. 1, n. 66, p. 2026–2032.

CAMARGO, J. M. R. De *et al.* Morfologia da plataforma continental interna adjacente ao município de tamandaré, sul de pernambuco - brasil. **Revista brasileira de geofísica**, 2007. v. 25, p. 79–89. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-261X2007000500008&lng=en&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 28 fev. 2016.

CAMPOS, A. V. **Caracterização morfológica e sedimentar do**

substrato das baías norte e sul (sc) com base em técnicas de análise espacial. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2011. Disponível em: <<http://www.tede.ufsc.br/teses/PGCN0467-D.pdf>>.

CARRÃO, H. M. S.; CAETANO, M.; NEVES, N. **Landic - cálculo de indicadores de paisagem em ambiente sig.** (ESIG, Org.). **Esig 2001.**

CASTRO, C. B. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da zona costeira e marinha: recifes de coral.** (W. Z. C. e Marinha, Org.). Porto Seguro, BA: MMA, 1999. Disponível em:

<<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira/item/506-avaliacao-e-acoes-prioritarias-para-a-zona-costeira-e-marinha-areas-prioritarias>>. Acesso em: 10 dez. 2014.

CHLUDINSKY, A. P. **Integração de dados oceanográficos e de sensoriamento remoto na análise espacial de águas costeiras visando a setorização da reserva biológica marinha do arvoredo e baía de tijucas, sc.** Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, 2002. Disponível em: <C:\Users\Mario\Documents\BibliotecaVirtual\BIBLIOGRAFIAS_AMIGOS\PyChludinsky\Chludinsky 2001, texto.pdf>.

CHLUDINSKY, A. P.; BONETTI, J. Aplicação de um modelo digital de terreno na caracterização do relevo submerso da reserva biológica marinha do arvoredo e baía de tijucas – sc. **Gerenciamento costeiro integrado**, 2002. v. 1, n. 2, p. 13–14. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/280056447_Aplicacao_de_um_Modelo_Digital_de_Terreno_na_caracterizacao_do_relevo_submerso_da_Reserva_Biologica_Marinha_do_Arvoredo_e_Baia_de_Tijucas_-_SC>.

COLTMAN, N.; GOLDING, N.; VERLING, E. **Developing a broadscale predictive eunis habitat map for the mesh study area .** (M. M. E. S. Habitats, Org.). [S.l.]: [s.n.], 2008. Disponível em: <http://www.searchmesh.net/pdf/MESH_EUNIS_model.pdf>. The sediment or rock provides a physical structure in which organisms live or to which they anchor themselves.

CONTI, L. A.; FURTADO, V. V. Topographic registers of paleo-valleys on the southeastern Brazilian continental shelf. **Brazilian journal of oceanography**, 2009. v. 57, n. 2, p. 113–121. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-87592009000200004&nrm=iso>.

COSTANZA, R.; KEMP, W. M.; BOYNTON, W. R. Predictability, scale and biodiversity in coastal and estuarine

ecosystems: implications for management. **Ambio**, 1993. v. 22, n. 2-3, p. 9.

COSTELLO, M. J. Distinguishing marine habitat classification concepts for ecological data management. **Marine ecology progress series**, 2009. v. 397, p. 253–268. Disponível em: <https://www.academia.edu/553798/Distinguishing_marine_habitat_classification_concepts_for_ecological_data_management>.

DAWWAS, E. **The evolution of GIS as a land use planning conflict resolution tool: a chronological approach**. **American journal of geographic information system**. Scientific & Academic Publishing. Disponível em: <This paper argues that there is a reciprocal relationship between the emerging planning approaches and the GIS techniques adopted in the land use planning process. Such relationship is explained by providing an extensive literature review on the evolution>. Acesso em: 23 fev. 2016.

DELELIS, C. J.; REHDER, T.; CARDOSO, T. M. **Mosaicos de áreas protegidas: reflexões e propostas da cooperação franco-brasileira**. (M. do M. A.- MMA, Org.). **Áreas protegidas**. MMA. Disponível em: <C:\Users\Mario\Documents\Biblioteca Virtual\ÁREAS PROTEGIDAS\MosaicosDeAreasProtegidasePropostasDeCooperacao.pdf>.

DOMINGUEZ, J. M. L. The coastal zone of Brazil: an overview. **Journal of coastal research**, 2004. v. 2004, n. SI 39, p. 16–20.

DOUGLASS, L. L. L. *et al.* A hierarchical classification of benthic biodiversity and assessment of protected areas in the southern ocean. **Plos one**, 2014. v. 9, n. 7, p. e100551. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0100551>>. Acesso em: 10 dez. 2014.

DRUMMOND, S. P. *et al.* Influence of a threatened-species focus on conservation planning. **Conservation biology : the journal of the society for conservation biology**, abr. 2010. v. 24, n. 2, p. 441–9. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19843123>>. Acesso em: 12 dez. 2013.

DUARTE, M. *et al.* Conservation network design for endemic cacti under taxonomic uncertainty. **Biological conservation**, ago. 2014. v. 176, p. 236–242. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320714002249>>. Acesso em: 8 fev. 2016.

DUDLEY, N. **Guidelines for applying protected area management categories**. [S.l.]: Iucn, 2008.

EKAU, W.; KNOPPERS, B. **Sedimentation processes and**

productivity in the continental shelf waters off east and northeast brazil joint oceanographic projects (jops-ii). cruise report and first results. [S.l.]: Bundesministerium fuer Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie, Bonn (Germany) , 1996. Disponível em: <<http://epic.awi.de/31649/1/JOPS-II.pdf>>.

ELKIE, P. C.; REMPEL, R. S.; CARR, A. P. **Patch analyst user's manual, a tool for quantifying landscape structure.** Thunder Bay: Ontario Ministry of Natural Resources Boreal Science Northwest Science & Technology, 1998. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/247120833_Patch_analyst_User's_Manual_a_Tool_for_Quantifying_Landscape_Structure>. Acesso em: 9 fev. 2016.

ELLIS, J.; SCHNEIDER, D. C. Spatial and temporal scaling in benthic ecology. **Journal of experimental marine biology and ecology**, 2008. v. 366, n. 1-2, p. 92–98. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022098108003328>>.

ESFANDEH, S.; KABOLI, M.; ESLAMI-ANDARGOLI, L. A chronological review on application of marxan tool for systematic conservation planning in landscape. **International journal of engineering and applied sciences (ijeas)**, 2015. v. 2, n. 12.

EYRE, B. D.; MAHER, D. Mapping ecosystem processes and function across shallow seascapes. **Continental shelf research**, 2011. v. 31, n. 2, p. S162–S172. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0278434310000221>>. Acesso em: 16 dez. 2013.

FAGHERAZZI, S. *et al.* Controls on the degree of fluvial incision of continental shelves. **Computers & geosciences**, out. 2008. v. 34, n. 10, p. 1381–1393. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0098300408000629>>. Acesso em: 5 dez. 2013.

FILIPPINI, A. **Biogeografia dos vertebrados de ilhas de santa catarina: destaque em avers marinhas e costeiras.** Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2009. Disponível em: <<http://www.tede.ufsc.br/teses/PGCN0391-D.pdf>>.

FORMAN, R. T. T.; GORDON, M. **Landscape ecology.** New York: J. Wiley and Sons, 1986.

FRANCINI-FILHO, R. B. *et al.* Dynamics of coral reef benthic assemblages of the abrolhos bank, eastern brazil: inferences on natural and anthropogenic drivers. **Plos one**, 2013. v. 8, n. 1, p. e54260. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0054260>>.

FRIEDLANDER, A. M. *et al.* **Monitoring hawaii's marine protected areas examining spatial and temporal trends using a seascape approach. Noaa technical memorandum nos nccos ; 117.** U.S. Dept. of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Centers for Coastal Ocean Science. Disponível em:

<http://ccma.nos.noaa.gov/ecosystems/coralreef/hi_rfh/hitech_final.pdf
Online document in PDF>.

FURTADO, V. V.; BONETTI FILHO, J.; CONTI, L. A. Paleo river valley morphology and sea level changes on the southeastern brazilian continental shelf. **Anais da academia brasileira de ciências**, 1996. v. v.68, n. Supl. 1, p. 163–169.

GIAKOUMI, S. *et al.* Ecoregion-based conservation planning in the mediterranean: dealing with large-scale heterogeneity. **Plos one**, jan. 2013. v. 8, n. 10, p. e76449. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3796553&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: 16 jan. 2014.

GRANTHAM, H. S. *et al.* Effectiveness of biodiversity surrogates for conservation planning: different measures of effectiveness generate a kaleidoscope of variation. **Plos one**, 14 jan. 2010. v. 5, n. 7, p. e11430. Disponível em: <<http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0011430>>. Acesso em: 7 ago. 2014.

_____. A comparison of zoning analyses to inform the planning of a marine protected area network in raja ampat, indonesia. **Marine policy**, [S.l.], 2013. v. 38, p. 184–194. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2012.05.035>>.

GRAY, M. **Geodiversity: valuing and conserving abiotic nature**. 2nd. ed. Chichester: John Wiley & Sons, 2004.

GROBER-DUNSMORE, R. *et al.* **Applying landscape ecology principles to the design and management of marine reservs.** USGS. Disponível em: <http://fl.biology.usgs.gov/posters/Coral_and_Marine/Mngmt_of_Marine_Reserves/mngmt_of_marine_reserves.html>.

HAMDI, A.; POPULUS, J.; PIEL, S. Marine landscape maps: methodology and potential use. Santander - Spain: IFREMER, 2007. p. 16. Disponível em: <www.ifremer.fr/delec/projets/habitats/hamdi_habitat_mesh_coastgis07.pdf>.

HARRIS, L. R. *et al.* Using multivariate statistics to explore trade-offs among spatial planning scenarios. **Journal of applied**

ecology, 3 dez. 2014. v. 51, n. 6, p. 1504–1514. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2664.12345>>. Acesso em: 1º fev. 2016.

HARRIS, P. *et al.* Geomorphic features of the continental margin of australia. **In: (ed. g. australia)**, 2005. n. Record 2003/30, p. 142.

HARRIS, P. T. From seafloor geomorphology to predictive habitat mapping: progress in applications of biophysical data to ocean management. Trondheim, Norway: MAREANO, 2012. p. 6. Disponível em:

<http://proceedings.utwente.nl/239/1/Harris_extended_abstract.pdf>.

HARRIS, P. T. *et al.* Habitats and benthos of a deep-sea marginal plateau, lord howe rise, australia. **Seafloor geomorphology as benthic habitat**. [S.l.]: [s.n.], 2012, p. 777–789.

HARRIS, P. T. *et al.* Submerged banks in the great barrier reef, australia, greatly increase available coral reef habitat. **Ices journal of marine science**, 29 nov. 2012. v. 70, n. 2, p. 284–293. Disponível em: <<http://icesjms.oxfordjournals.org.ezproxy.library.uq.edu.au/content/70/2/284>>. Acesso em: 16 dez. 2013.

HARRIS, P. T.; BAKER, E. K. Why map benthic habitats? **Seafloor geomorphology as benthic habitat**. [S.l.]: [s.n.], 2012, p. 3–22.

HERMOSO, V.; KENNARD, M. J.; LINKE, S. Data acquisition for conservation assessments: is the effort worth it? **Plos one**, jan. 2013. v. 8, n. 3, p. e59662. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3608668&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: 6 dez. 2013.

HEYMAN, W. D.; WRIGHT, D. J. Focus: marine geomorphology as a determinant for essential life habitat and marine protected area design marine geomorphology in the design of marine reserve networks. **Professional geographer**, 2011. v. 63, n. 4, p. 429–442. Disponível em: <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-80053252418&partnerID=40&md5=2661037000c4e8000b71faf0c550c782>>.

HJORT, J. *et al.* Why geodiversity matters in valuing nature's stage. **Conservation biology: the journal of the society for conservation biology**, 28 abr. 2015. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25923307>>. Acesso em: 4 maio 2015.

HOLLAND, J. D.; BERT, D. G.; FAHRIG, L. Determining the spatial scale of species' response to habitat. **Bioscience**, 2004. v. 54, n. 3,

p. 227–233.

HOOKER, S. K.; GERBER, L. R. Marine reserves as a tool for ecosystem-based management: the potential importance of megafauna. **Bioscience**, 2004. v. 54, n. 1, p. 28–39. Disponível em: <<http://www.oceanswatch.com/sites/default/files/MarineReservesasaTool.pdf>>.

HUANG, Z.; BROOKE, B. P.; HARRIS, P. T. A new approach to mapping marine benthic habitats using physical environmental data. **Continental shelf research**, 2011. v. 31, n. 2, p. S4–S16. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0278434310001123>>. Acesso em: 11 dez. 2013.

IAMPIETRO, P. J.; YOUNG, M. A.; KVITEK, R. G. Multivariate prediction of rockfish habitat suitability in cordell bank national marine sanctuary and del monte shalebeds, california, usa. **Marine geodesy**, 2008. v. 31, n. 4, p. 359–371. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/01490410802466900>>.

IBAMA. **Plano de manejo do parque nacional marinho de abrolhos**. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/parna_marinho-dos-abrolhos.pdf>.

_____. **Roteiro metodológico de planejamento: parque nacional, reserva biológica, estação ecológica**. 1. ed. Brasília: MMA, 2002.

_____. **Roteiro metodológico de planejamento: florestas nacionais**. Brasília: IBAMA, 2003.

_____. **Plano de manejo da reserva biológica marinha do arvoredo**. (DIREC, Org.). Disponível em: <<http://medcontent.metapress.com/index/A65RM03P4874243N.pdf>>.

_____. **Plano de manejo da apa de fernando de noronha e apa de são pedro e são paulo**. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao/biomas-brasileiros/marinho/unidades-de-conservacao-marinho/2242-apa-de-fernando-de-noronha>>.

IBGE *et al.* **Manual técnico de geomorfologia**. Rio de Janeiro: IBGE, 1995. V. 5.

ICMBIO. **Proposição de unidades de conservação na região dos abrolhos - documento base**. Brasília, D.F.: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - Ministério do Meio Ambiente - ICMBio, 2012. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/o-que>>

fazemos/consultas_publicas/abrolhos_estudos.zip>.

IERODIACONOU, D. *et al.* Comparison of automated classification techniques for predicting benthic biological communities using hydroacoustics and video observations. **Continental shelf research**, 2011. v. 31, n. 2, p. S28–S38. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S027843431000021X>>. Acesso em: 16 dez. 2013.

JENNESS, J.; ENTERPRISES, J. **Topographic position index (tpi_jen.avx) extension for arcview 3.x, v. 1.2.** Disponível em: <Available at: <http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm>>.

JUNK, W. J. *et al.* Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems**, 15 fev. 2014. v. 24, n. 1, p. 5–22. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/aqc.2386>>. Acesso em: 11 jul. 2014.

KELLEHER, G.; IUCN. **Guidelines for marine protected areas.** (IUCN--The World Conservation Union, Org.). **World commission on protected areas. best practice protected area guidelines series.** Gland, Switzerland: IUCN--the World Conservation Union ;aCambridge Available from IUCN Publications Services Unit, 1999. Disponível em: <<http://data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/PAG-003.pdf>>. Acesso em: 26 maio 2015.

KENDALL, M. S.; BAUER, L. J.; JEFFREY, C. F. G. Influence of hard bottom morphology on fish assemblages of the continental shelf off georgia, southeastern usa. **Bulletin of marine science**, 2009. v. 84, n. 3, p. 265–286.

KENDALL, M. S.; MILLER, T. J.; PITTMAN, S. J. Patterns of scale-dependency and the influence of map resolution on the seascape ecology of reef fish. **Marine ecology progress series**, 2011. v. 427, p. 259–274. Disponível em: <<http://www.int-res.com/articles/theme/m427p259.pdf>>.

KLEIN, C. J. *et al.* Effectiveness of marine reserve networks in representing biodiversity and minimizing impact to fishermen: a comparison of two approaches used in california. **Conservation letters**, 2008. v. 1, n. 1, p. 44–51. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1755-263X.2008.00005.x>>.

_____. Spatial marine zoning for fisheries and conservation. **Frontiers in ecology and the environment**, set. 2010. v. 8, n. 7, p. 349–353. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/090047>>. Acesso em: 12 dez. 2013.

KNOPPERS, B.; EKAU, W.; FIGUEIREDO, A. G. The coast

and shelf of east and northeast brazil and material transport. **Geo-marine letters**, 1999. v. 19, n. 3, p. 171–178. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s003670050106>>.

KOTLYAKOV, V. M.; KOMAROVA, A. I. **Elsevier's dictionary of geography**. Moscow, Russia: [s.n.], 2007.

KOZLOWSKI, S. Geodiversity. the concept and scope of geodiversity. **Przegląd geologiczny**, 2004. v. 52, n. 8/2, p. 833–837. Disponível em: <https://www2.pgi.gov.pl/images/stories/przegląd/pdf/pg_2004_08_2_2a.pdf>.

KRACKER, L.; KENDALL, M.; MCFALL, G. Benthic features as a determinant for fish biomass in gray's reef national marine sanctuary. **Marine geodesy**, 5 dez. 2008. v. 31, n. 4, p. 267–280. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01490410802466611>>. Acesso em: 13 jan. 2014.

LEÃO, Z. M. A. N. **Morphology, geology and development history of the southernmost coral reefs of western atlantic, abrolhos bank, brazil**. Miami: University of Miami, 1982. Disponível em: <<http://scholarlyrepository.miami.edu/dissertations/1268/>>.

LEIPE, T. *et al.* Suspended matter transport in coral reef waters of the abrolhos bank, brazil. **Geo-marine letters**, 1999. v. 19, n. 3, p. 186–195. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s003670050108>>.

LESLIE, H. *et al.* Using siting algorithms in the design of marine reserve networks. **Ecological applications**, 12 fev. 2003. v. 13, n. sp1, p. 185–198. Disponível em: <[http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0185:USAITD\]2.0.CO;2](http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/1051-0761(2003)013[0185:USAITD]2.0.CO;2)>. Acesso em: 12 dez. 2013.

LESLIE, H. M. A synthesis of marine conservation planning approaches. **Conservation biology**, dez. 2005. v. 19, n. 6, p. 1701–1713. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523-1739.2005.00268.x>>. Acesso em: 12 dez. 2013.

LEWIS, A. *et al.* Use of spatial analysis and gis techniques to rezone the great barrier reef marine park. Wollongong: [s.n.], 2003.

LOOS, S. A. **Exploration of marxan for utility in marine protected area zoning**. [S.l.]: [s.n.], 2006. ISBN MR14674. Disponível em:

<http://dspace.library.uvic.ca:8080/bitstream/handle/1828/63/SarahLoos_Masters_April2006.pdf?sequence=1><<http://dspace.library.uvic.ca:8080/handle/1828/63?show=full>>.

LUNDBLAD, E. R. **The development and application of**

benthic classifications for coral reef ecosystems below 30 m depth using multibeam bathymetry: tutuila, american samoa. Oregon: Oregon State University, 2004. ISBN null. Disponível em: <<http://ebookbrowse.com/lundblad-thesis-pdf-d138373667>>.

_____. A benthic terrain classification scheme for american samoa. **Marine geodesy**, jul. 2006. v. 29, n. 2, p. 89–111. Disponível em:

<<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01490410600738021>>.

Acesso em: 5 dez. 2013.

MAHIQUES, M. M. De *et al.* The southern brazilian shelf: general characteristics, quaternary evolution and sediment distribution. **Brazilian journal of oceanography**, 2010. v. 58, p. 25–34. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-87592010000600004&nrm=iso>.

MALLEY, J. O. U.s. geological survey arcmap sediment classification tool: installation and user guide. [S.l.], 2007. Disponível em: <<http://woodshole.er.usgs.gov/pubs/of2007-1186/OFR2007-1186.pdf>>.

MANSO, V. D. A. V.; CORRÊA, I. C. S.; GUERRA, N. C. Morfologia e sedimentologia da plataforma continental interna entre as praias porto de galinhas e campos - litoral sul de pernambuco, brasil. **Pesquisas em geociências**, 2003. v. 30, n. 2, p. 17–25.

MARCHIORO, G. B. *et al.* **Subsídios para a delimitação das zonas de amortecimento do parque nacional marinho dos abrolhos e reserva extrativista marinha do corumbau por meio da avaliação de impactos potenciais de derramamentos de óleo.** Caravelas, Bahia: [s.n.], 2005. Disponível em: <http://www.conservation.org.br/arquivos/relatorio_modelagens_abrolhos.pdf>.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, 11 maio. 2000. v. 405, n. 6783, p. 243–53. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/35012251>>. Acesso em: 23 dez. 2013.

MAROTTA, L.; AGUZZI, J. **Coastal and marine landscape ecology based on marine geospatial data infrastructure for analysis of marine resources and fishing effort.**

MARRIS, E. Charismatic mammals can help guide conservation. **Nature**, 24 dez. 2013. Disponível em: <<http://www.nature.com/news/charismatic-mammals-can-help-guide-conservation-1.14396>>. Acesso em: 25 maio 2015.

MCARTHUR, M. **A review of abiotic surrogates for marine benthic biodiversity.** Canberra: Geoscience Australia, 2009.

MCBREEN, F.; ASKEW, N. **Ukseamap 2010 technical report 2 light penetration layer**. Peterborough, England: [s.n.], 2011. Disponível em: <http://jncc.defra.gov.uk/pdf/UKSeaMap2010_TechnicalReport_2_Light2.pdf>.

MCGARIGAL, K. Landscape pattern metrics. *In*: JOHN WILEY & SONS, S. (Org.). [S.l.]: [s.n.], 2002, V. 2, p. 1135–1142.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. **Usda for. serv. gen. tech. rep.**, 1995. p. 141.

MMA. **Plano de manejo reserva biológica marinha do arvoredo**. [S.l.]: [s.n.], 2004.

_____. **Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: atualização - portaria mma nº 9, de 23 de janeiro de 2007**. 2. ed. Brasília: MMA, 2007. V. 1.

_____. **Macrodiagnóstico da zona costeira e marinha do brasil**. IBAMA.

MUMBY, P. J. Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. *Science Direct: Biological conservation*, 2006. v. 128, p. 215–222. Disponível em: <<http://espace.library.uq.edu.au/view/UQ:222117>>.

NASCIMENTO, L. V. Dos R. P. **Caracterização da paisagem marinha do compartimento de fundo da reserva do arvoredo - sc com base em técnicas de análise espacial. Relatório anual pibic**. Florianópolis: Laboratório de Oceanografia Costeira - LOC, 2011.

NOAA. **Benthic terrain modeler: introducion to benthic terrain modelling**. (N.-C. S. Center, Org.). NOAA - Oregon State University.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de ecologia**. CENGAGE Learning.

OLENIN, S.; DUCROTOY, J.-P. The concept of biotope in marine ecology and coastal management. **Marine pollution bulletin**, 2006. v. 53, n. 1–4, p. 20–29. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X06000105>>.

OLIVEIRA, M. *et al.* **Diálogos brasil-espanha: sistema de modelagem costeira**. Brasília, D.F.: [s.n.], 2013.

PAPADIMITRIOU, F. Modelling indicators and indices of landscape complexity: an approach using g.i.s. **Ecological indicators**, 2002. v. 2, n. 1–2, p. 17–25. Disponível em:

<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X02000523>>.

PAQUETTE, M.-L. **Análise espacial de foraminíferos bentônicos aplicada a compreensão de processos oceanográficos associados a reserva biológica do arvoredado e seu entorno (sc, brasil)**. Florianópolis, SC, Brasil: [s.n.], 2014.

_____. Spatial patterns of benthic foraminifera as a support to the oceanographic characterisation of arvoredado biological marine reserve (south atlantic, brazil). **Marine environmental research**, mar. 2016. v. 114, p. 40–50. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S014111361530091X>>. Acesso em: 15 mar. 2016.

PEREIRA, M. D.; SCHETTINI, C. A. F.; OMACHI, C. Y. Caracterização de feições oceanográficas na plataforma de santa catarina através de imagens orbitais. **Revista brasileira de geofísica**, 2009. v. 27, p. 81–93. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-261X2009000100007&nrm=iso>.

PEREIRA, M. L. M.; BONETTI, J. Uso de parâmetros de paisagem marinha na definição de áreas prioritárias para a conservação na reserva biológica marinha do arvoredado, santa catarina, brasil: resultados preliminares. Salvador, Bahia: IALE, 2012. p. 2.

PIRES, D. O.; CASTRO, C. B.; RATTO, C. C. Reef coral reproduction in the abrolhos reef complex, brazil: the endemic genus *mussismilia*. **Marine biology**, 1999. v. 135, n. 3, p. 463–471. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s002270050646>>.

PITTMAN, S. J. *et al.* Using seascape types to explain the spatial patterns of fish in the mangroves of sw puerto rico. **Marine ecology progress series**, 2007. v. 348, p. 273–284. Disponível em: <<http://www.int-res.com/abstracts/meps/v348/p273-284/>>.

_____. **Fish assemblages and benthic habitats of buck island reef national monument (st. croix, u.s. virgin islands) and the surrounding seascape : a characterization of spatial and temporal patterns**. Silver Spring, MD: Biogeography Branch, Center for Coastal Monitoring and Assessment, NOAA/NOS/National Centers for Coastal Ocean Science, 2008.

_____. Importance of seascape complexity for resilient fish habitat and sustainable fisheries. (GCFI, Org.). Puerto Rico: [s.n.], 2010. p. 420–426.

PITTMAN, S. J.; BROWN, K. A. Multi-scale approach for predicting fish species distributions across coral reef seascapes. **Plos**

one, 2011. v. 6, n. 5, p. e20583. Disponível em: <<http://www.plosone.org/article/info:doi/10.1371/journal.pone.0020583>>.

POSSINGHAM, H. P.; GRANTHAM, H. S.; RONDININI, C. How can you conserve species that haven't been found? **Journal of biogeography**, 13 abr. 2007. v. 34, n. 5, p. 758–759. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2699.2007.01717.x>>. Acesso em: 5 dez. 2013.

PRATES, A. P. L. **Recifes de coral e unidades de conservação costeiras e marinhas do brasil: uma análise da representatividade e eficiência na conservação da biodiversidade**. [S.l.]: UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, 2003. Disponível em: <http://repositorio.unb.br/bitstream/10482/6904/1/2003_AnaPaulaLeitePrates.pdf>. Acesso em: 22 jan. 2015.

RANKEY, E. C.; GARZA-PÉREZ, J. R.; GARZA-PÉREZ, J. R. Seascape metrics of shelf-margin reefs and reef sand aprons of holocene carbonate platforms. **Journal of sedimentary research**, 24 fev. 2012. v. 82, n. 1, p. 53–71. Disponível em: <<http://jsedres.geoscienceworld.org/content/82/1/53.full>>. Acesso em: 5 dez. 2013.

REMPEL, R. S.; KAUKINEN, D.; CARR, A. P. **Patch analyst and patch grid**. Ontario Ministry of Natural Resources - Center for Northern Forest Ecosystem Research. Disponível em: <<http://www.cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/>>.

RINEHART, R. W. *et al.* Arcgis 8.x benthic terrain modeler: analysis in american samoa. (E. U. Conference, Org.). San Diego, CA: [s.n.], 2004. p. Paper 1433. Disponível em: <http://dusk.geo.orst.edu/esri04/p1433_ron.html>.

ROBERT, K.; JONES, D. O. B.; HUVENNE, V. A. I. Patchwork and edges : using seascape metrics to examine habitat heterogeneity and seafloor biodiversity near a coral conservation area. 2012. n. May.

ROBERTS, J. J. *et al.* Marine geospatial ecology tools: an integrated framework for ecological geoprocessing with arcgis, python, r, matlab, and c++. **Environmental modelling & software**, 2010. v. 25, n. 10, p. 1197–1207. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815210000885>>.

ROFF, J. C.; TAYLOR, M. E. National frameworks for marine conservation: a hierarchical geophysical approach. **Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems**, maio. 2000. v. 10, n. 3, p. 209–223. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/1099->

0755%28200005/06%2910%3A3%3C209%3A%3AAID-AQC408%3E3.0.CO%3B2-J>. Acesso em: 8 dez. 2014.

ROFF, J. C.; TAYLOR, M. E.; LAUGHREN, J. Geophysical approaches to the classification, delineation and monitoring of marine habitats and their communities. **Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems**, jan. 2003. v. 13, n. 1, p. 77–90. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/aqc.525>>. Acesso em: 16 dez. 2013.

RUDORFF, F. De M.; GHERARDI, D. F. M. Coral reef detection using sar/radarsat-1 images at costa dos corais, pe/al, brazil. **Brazilian journal of oceanography**, jun. 2008. v. 56, n. 2, p. 85–96. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-87592008000200002&lng=en&nrm=iso&tlng=en>. Acesso em: 28 fev. 2016.

RUDORFF, F. De M.; KAMPEL, M.; SUMIDA, P. Y. G. Processamento digital de imagem ikonos para o mapeamento de chapeirões no parcel dos abrolhos, ba. (INPE, Org.). Natal, Brasil: INPE, 2009. p. 6641–6647. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.18.01.34.35/doc/6641-6647.pdf>>.

RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Unidades de conservação brasileiras. Belo Horizonte - MG: **Megadiversidade**, 2005. v. 1, n. 1, p. 27–35. Disponível em: <http://www.conservacao.org/publicacoes/files/06_rylands_brandon.pdf>.

SANTOS, M. I. F. *et al.* Caracterização preliminar dos sedimentos nos entornos da area submersa da reserva biológica marinha do arvoredo, sc, brasil. (IO-USP, Org.). IO-USP: IO-USP, 1996.

SARKAR, S.; ILLOLDI-RANGEL, P. Systematic conservation planning: an updated protocol. **Natureza & conservacao**, 2010. v. 08, n. 01, p. 19–26.

SARTORELLO, R.; CAMPOS, W. W.; FURLAN, S. A. **Avaliação de parâmetros de métrica da paisagem: ilhas do litoral norte do estado de são paulo**. Disponível em: <C:\Users\Mario\Documents\BibliotecaVirtual\AREAS PROTEGIDAS\Avalia??o de Par?metros de M?tricas de Paisagem Ilhas do Litoral Norte do SP.pdf>.

SERAFINI, T. Z.; FRANÇA, G. B. De; ANDRIGUETO-FILHO, J. M. Ilhas oceânicas brasileiras: biodiversidade conhecida e sua relação com o histórico de uso e ocupação humana. Itajaí: **Revista da gestão costeira integrada**, 2010. v. 10, p. 281–301. Disponível em:

<http://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-178_Serafini_small.pdf>.

SERRANO, E.; RUIZ-FLAÑO, P. Geodiversity. a theoretical and applied concept. **Geographica helvetica**, 2007. v. 62, n. 3, p. 140–147.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. Geodiversidade. **Geodiversidade**, [S.I.], 2016. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/publique/Gestao-Territorial/Geodiversidade/Geodiversidade-623.html>>. Acesso em: 2 fev. 2016.

SHARPLES, C. Concepts and principles of geoconservation. **Tasmanian parks & wildlife service website**, [S.I.], 2002.

SHEPARD, F. P. **Submarine geology**. 3rd. ed. [S.I.]: Scripps Institution of Oceanography, 1973.

SIBSON, R. A brief description of natural neighbour interpolation. 1981. v. 21, p. 21 – 36.

SILVA, C. R. Da. **Geodiversidade do brasil: conhecer o passado pra entender o presente e prever o futuro**. Rio de Janeiro: [s.n.], 2008.

SILVEIRA, R. W. D. DA. **Filosofia, arte e ciência: a paisagem na geografia de alexander von humboldt**. [S.I.]: [s.n.], 2012.

SOUZA, J. L. De; VIERA, C. L.; SILVA, D. C. B. Da. **Roteiro metodológico para elaboração de plano de manejo para reservas particulares do patrimonio natural**. 1. ed. Brasília, D.F.: ICMBio, 2015.

SPALDING, M. D. *et al.* Marine ecoregions of the world : a bioregionalization of coastal and shelf areas. **Bioscience**, 1 jul. 2007. v. 57, n. 7, p. 573–583. Disponível em: <<http://bioscience.oxfordjournals.org/content/57/7/573.full>>. Acesso em: 2 dez. 2014.

STEINER, A. Q. *et al.* Zonação de recifes emersos da área de proteção ambiental costa dos corais, nordeste do brasil. **Iheringia. série zoologia**, jun. 2015. v. 105, n. 2, p. 184–192. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0073-47212015000200184&lng=en&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 30 dez. 2015.

STEVENS, T.; CONNOLLY, R. M. Testing the utility of abiotic surrogates for marine habitat mapping at scales relevant to management. **Biological conservation**, 2004. v. 119, n. 3, p. 351–362. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320703004816>>. Acesso em: 11 dez. 2013.

STEWART, R.; NOYCE, T.; POSSINGHAM, H. Opportunity cost of ad hoc marine reserve design decisions: an example from south

australia. **Marine ecology progress series**, 2003. v. 253, p. 25–38. Disponível em: <<http://espace.library.uq.edu.au/view/UQ:64573>>. Acesso em: 12 dez. 2013.

SUGUIO, K. *et al.* Flutuações do nível do mar durante o quaternário superior ao longo do litoral brasileiro e suas implicações na sedimentação costeira. Rio de Janeiro: **Revista brasileira de geociências**, 1985. v. 15, n. 4, p. 273–286.

SUGUIO, K.; TESSLER, M. G. **Planícies de cordões litorâneos quaternários do brasil: origem e nomenclatura**. (UFF, Org.). **Restingas: origem, estrutura e processos**. UFF.

SUTCLIFFE, P. R. **Biological and environmental surrogates for ecology and conservation**. [S.l.]: The University of Queensland, 2013.

_____. The effectiveness of marine reserve systems constructed using different surrogates of biodiversity. **Conservation biology: the journal of the society for conservation biology**, 28 abr. 2015. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25922982>>. Acesso em: 4 maio 2015.

THOMAS, L.; MIDDLETON, J. **Guidelines for management planning of protected areas**. Switzerland and Cambridge: [s.n.], 2003. Disponível em: <<https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/PAG-010.pdf>>. Acesso em: 26 maio 2015.

TNC. **Delineating the coral triangle, its ecoregions and functional seascapes**. (S. A. C. for M. P. A. The Nature Conservancy, Org.). Bali: The Nature Conservancy, 2003. Disponível em: <[http://community.middlebury.edu/~scs/docs/Nature Conservancy-Coral Triangle.pdf](http://community.middlebury.edu/~scs/docs/Nature_Conservancy-Coral_Triangle.pdf)>.

TOMAZZOLI, E.; LIMA, E. F. De. Litotipos da ilha do arvoredo (sc): considerações petrogenéticas. (S. B. de G.- SBG, Org.). Araxá - MG: Anais do XLII Congresso Brasileiro de Geologia, 2004. V. 1, p. 2. Disponível em: <http://www.sbgeo.org.br/pub_sbg/cbg/2004-ARAXA/23_438_TOMAZZOLIER.pdf>.

TROLL, C. **Landschaftsökologie: in pflanzensoziologie und landschaftsökologie**. (T. Hauge, Org.). **Berichte des internationalen symposiums der internationalen vereinigung für vegetastionkunde**.

TULLOCH, V. J. D. *et al.* Incorporating uncertainty associated with habitat data in marine reserve design. **Biological conservation**, 16 jun. 2013. v. 162, n. 0, p. 41–51. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320713000700>>. Acesso em: 5 dez. 2013.

TYBERGHEIN, L. *et al.* Bio-oracle: a global environmental

dataset for marine species distribution modelling. **Global ecology and biogeography**, 24 fev. 2012. v. 21, n. 2, p. 272–281. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1466-8238.2011.00656.x>>. Acesso em: 7 nov. 2013.

VALLEJO, L. R. Unidade de conservação: uma discussão teórica á luz dos conceitos de território e políticas públicas. Rio de Janeiro: **Geographia**, 2002. v. 4, n. 8, p. 22. Disponível em: <C:\Users\Mario\Documents\BibliotecaVirtual\AREAS DE PROTEGIDAS\UNIDADES DE CONSERVAÇÃO\Odiscussao_teorica_territorio_politicas_publica.PDF >.

_____. **Unidade de conservação: uma discussão teórica á luz dos conceitos de território e políticas públicas. Geographia**. Disponível em: <<http://www.uff.br/geographia/ojs/index.php/geographia/article/view/88>>. Acesso em: 31 jan. 2016.

VILLWOCK, J. A. A costa brasileira: geologia e evolução. Porto Alegre: **Notas técnicas - ceco**, 1994. n. 7, p. 11.

VITTE, A. C.; SILVEIRA, R. W. D. Da. Considerações sobre os conceitos de natureza, espaço e morfologia em alexander von humboldt e a gênese da geografia física moderna. **História, ciências, saúde-manguinhos**, 2010. v. 17, n. 3, p. 607–626. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-59702010000300003&lng=en&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 31 jan. 2016.

WALKER, B. K.; JORDAN, L. K. B.; SPIELER, R. E. Relationship of reef fish assemblages and topographic complexity on southeastern florida coral reef habitats. **Journal of coastal research**, nov. 2009. v. 10053, p. 39–48. Disponível em: <<http://www.jronline.org/doi/abs/10.2112/SI53-005.1>>. Acesso em: 17 jan. 2014.

WEDDING, L. M.; FRIEDLANDER, A. M. Determining the influence of seascape structure on coral reef fishes in hawaii using a geospatial approach. **Marine geodesy**, 5 dez. 2008. v. 31, n. 4, p. 246–266. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/01490410802466504>>. Acesso em: 11 dez. 2013.

WESCHENFELDER, J. *et al.* Paleocanais como indicativo de eventos regressivos quaternários do nível do mar no sul do brasil. **Revista brasileira de geofísica**, 2008. v. 26, p. 367–375. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-261X2008000300009&nrm=iso>.

_____. Paleochannels related to late quaternary sea-level changes in southern brazil. **Brazilian journal of oceanography**, 2010. v. 58, p. 35–44. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-87592010000600005&nrm=iso>.

WRIGHT, D. J. *et al.* **Benthic terrain modeler**. Oregon State University. Disponível em: <<http://globalchange.nasa.gov/KeywordSearch/RedirectAction.do?target=+IdfiV/xa5r75vEBjM6dmHgiVmPfc3IG2whfwTb9GhNKv+ydii2cPZwEM40X9cm9>>.

WRIGHT, D. J.; HEYMAN, W. D. Introduction to the special issue: marine and coastal gis for geomorphology, habitat mapping, and marine reserves. **Marine geodesy**, 5 dez. 2008. v. 31, n. 4, p. 223–230. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01490410802466306>>. Acesso em: 5 dez. 2013.

WWF-BRASIL; ELAP. **Lições aprendidas sobre zoneamento em unidades de conservação e seu entorno: comunidade de ensino e aprendizagem em planejamento de unidades de conservação**. Brasília, D.F.: [s.n.], 2015.

WWF-BRASIL; ESCOLA LATINO AMERICANA DE ÁREAS PROTEGIDAS – ELAP. **Lições aprendidas sobre zoneamento em unidades de conservação**. WWF-Brasil ed. Brasília, DF: [s.n.], 2015.

WYNSBERGE, S. VAN *et al.* Habitats as surrogates of taxonomic and functional fish assemblages in coral reef ecosystems: a critical analysis of factors driving effectiveness. **Plos one**, jan. 2012. v. 7, n. 7, p. e40997. Disponível em: <<http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0040997>>. Acesso em: 12 dez. 2013.

YOUNG, M. A. *et al.* Seafloor mapping and landscape ecology analyses used to monitor variations in spawning site preference and benthic egg mop abundance for the california market squid (*doryteuthis opalescens*). **Journal of experimental marine biology and ecology**, out. 2011. v. 407, n. 2, p. 226–233. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022098111002899>>. Acesso em: 11 dez. 2013.

YUSUF, C.; AMPOU, E.; SIDIK, F. **The use of marxan to rezone mpa (study case: gili sulat - gili lawang, lombok)**. (IReSES, Org.). **Ireses symposium / jaxa workshop** . IReSES .

ZEMBRUSKI, S. G. **Geomorfologia da margem continental sul brasileira e das bacias oceânicas adjacentes**. .