



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Rodrigo Hipólito Tardin Oliveira

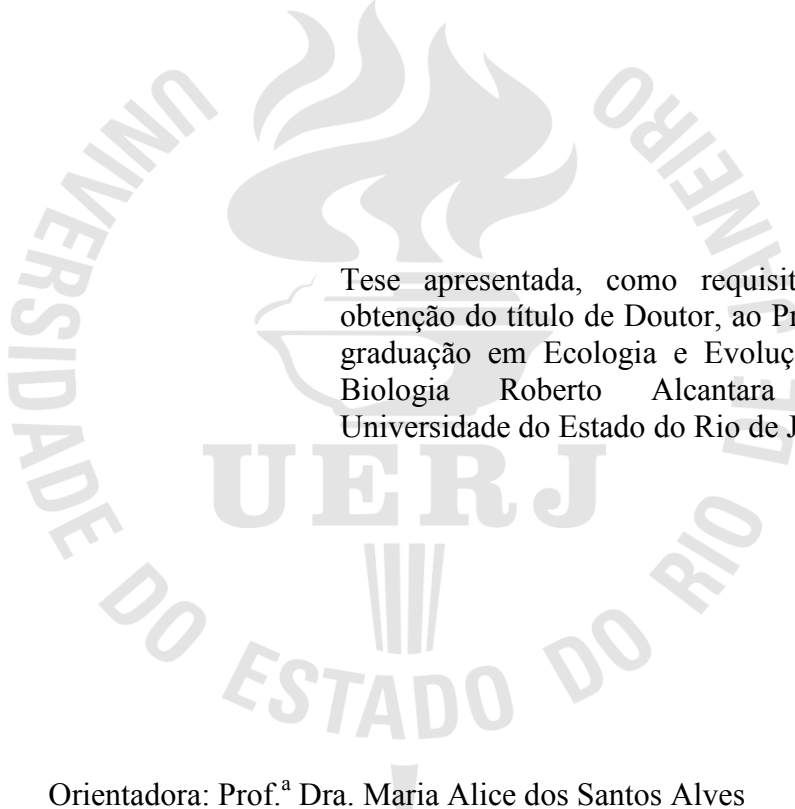
**Modelagem do uso de hábitat de cetáceos na região de Cabo Frio, estado do
Rio de Janeiro, Brasil**

Rio de Janeiro

2015

Rodrigo Hipolito Tardin Oliveira

Modelagem do uso de hábitat de cetáceos na região de Cabo Frio, estado do Rio de Janeiro, Brasil



Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientadora: Prof.^a Dra. Maria Alice dos Santos Alves

Coorientadores: Prof.^a Dra. Sheila Marino Simão

Prof. Dr. Stuart L. Pimm

Rio de Janeiro

2015

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

O48

Oliveira, Rodrigo Hipolito Tardin.

Modelagem do uso de hábitat de cetáceos na região de Cabo Frio, estado do Rio de Janeiro, Brasil / Rodrigo Hipolito Tardin Oliveira. – 2015.

128f. : il.

Orientadora: Maria Alice dos Santos Alves.

Coorientadores: Sheila Marino Simão, Stuart L. Pimm.

Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes.

1. Cetáceo - Cabo Frio (RJ) - Teses. 2. Mamífero marinho - Cabo Frio (RJ) - Teses. 3. Baleia - Teses. 4. Golfinho - Teses. I. Alves, Maria Alice dos Santos. II. Simão, Sheila Marino. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes. IV. Título.

CDU 599.5(815.3)

Autorizo para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Rodrigo Hipolito Tardin Oliveira

Modelagem da distribuição de cetáceos na região de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 26 de fevereiro de 2015.

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Maria Alice dos Santos Alves (Orientadora)
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof.^a Dra. Mariana Moncassim Vale
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof.^a Dra. Liliane Lodi
Instituto Mar Adentro

Prof. Dr. Leonardo Liberali Wedekin
Universidade de São Paulo

Rio de Janeiro

2015

AGRADECIMENTOS

Um trabalho desse porte obviamente não foi feito sozinho. Tenho muitas pessoas a agradecer que me ajudaram a trilhar esse caminho que foi árduo, exaustivo, mas recompensador. Ao contrário do mestrado onde eu consegui desenvolver o plano “A” da dissertação desde o dia 1, o desenvolvimento dessa tese teve várias pedras no caminho! Meu primeiro plano quando entrei em Março de 2011 no doutorado foi trabalhar com redes sociais de *Delphinus sp.* em cabo Frio. *Delphinus sp.* só foi observado três vezes em 88 saídas de barco. Depois de um ano de coleta com mar inconstante, ventos fortes quase o ano todo, baixa taxa de avistagem geral e uma área totalmente desconhecida, percebi que a taxa de reavistagem dos indivíduos das espécies encontradas em Cabo Frio era muito baixa. Foi então que depois de conversar com o Dr. David McDonald, especialista em redes sociais, vi que era impossível continuar com o mesmo plano. Hora de mudar pro plano “B”. A idéia de modelagem de uso de habitat já vinha me agradando no momento e foi então que eu mudei naturalmente para essa área, que poderia ser de fato feita. Depois de gastar mais um bom tempo tentando aprender uma estatística, que pra mim até então era desconhecida (ao mesmo tempo que continuava fazendo saídas de campo e disciplinas), tentando diversos modelos (GLM, GAM, GLMM), descobri com a ajuda do Dr. Yongwan Chun que meus dados sofriam de Autocorrelação Espacial. Ou seja, depois de aprender todos os modelos supracitados, vi que estes não poderiam ser utilizados e sim um outro que pudesse corrigir para os efeitos da autocorrelação espacial. Mais um ano e meio de estatística pesada ao mesmo tempo em que me atualizava de toda a literatura sobre uso de habitat. Depois de todos esses desvios no caminho, que muitas horas chegou a beirar o desespero, enfim tenho a tese pronta e uma lista de pessoas a agradecer.

Agradeço primeiramente a minha família, minha base, que antes de tudo me deu condições de poder estudar, lá na época de colégio e de graduação. Muito obrigado a vocês por terem dado o possível e impossível para que eu pudesse só me concentrar nos estudos e chegar onde eu cheguei. Sei que muitas pessoas não puderam ter isso e sei que provavelmente, se vocês não tivessem essa noção de quanto os estudos eram importante, eu estaria trabalhando enquanto fazia a graduação. Muito obrigado do fundo do coração as minhas mães e meus pais, Marli, Hipolito, Dr. Raul e Laura por terem sido e continuarem a ser minha fonte de inspiração e força, ao meu irmão e minhas irmãs por me ajudarem, mesmo não percebendo, diversas vezes.

Muito obrigado às minhas orientadoras que me possibilitaram chegar a esse momento. Por ordem cronológica, muito obrigado à Dra. Sheila Marino Simão, que em 2006 resolveu apostar em mim, abrindo as portas do seu laboratório e me permitindo aprender tudo que eu aprendi. Sheila, você abriu um mundo de oportunidades que eu sonhava desde o colégio e fez ser possível eu me realizar profissionalmente desde então. Sou muito grato a todas as nossas conversas sérias ou não tão sérias e todo o exemplo, o carinho e o apoio que você me deu e continua me dando por todos esses anos. Você realmente me formou desde a graduação até a vida profissional! Muito obrigado à Dra. Maria Alice dos Santos Alves, por ter aceitado um estranho no ninho de coração aberto! Aprendi muito durante esse tempo e me sinto realmente abençoado por ter sido você a minha orientadora. Muito obrigado Maria Alice, por todas as possibilidades que você me permitiu, pelo exemplo de pesquisadora forte, determinada e focada que você é!

Muito obrigado aos meus orientadores externos, referentes ao meu doutorado sanduíche na *Duke University*: Dr. Stuart Pimm e Dr. Dave Johnston por terem me dado a oportunidade de conhecer um novo mundo e aprender o tanto que eu aprendi em poucos meses. Muito obrigado Stuart por ser um exemplo de pesquisador com grandes ideias e ações para a conservação da biodiversidade. Muito obrigado por ter me aceitado em seu laboratório de braços abertos, mesmo que o foco dos seus estudos não sejam os cetáceos. Seus trabalhos são realmente uma fonte de inspiração e nossas conversas me ajudaram muito a abrir a minha cabeça em relação à ciência. Muito obrigado Dave, pela ajuda que você me deu, mostrando toda a ciência de ponta que você trabalha com mamíferos marinhos e pelo apoio de que eu também poderia alcançar esse nível. Espero que esse seja apenas o início das nossas colaborações e projetos em parceria! Muito obrigado ao Dr. Clinton Jenkins, por ter me ajudado a delinear algumas perguntas fundamentais a minha tese e com o ArcGIS, especialmente em relação ao terceiro capítulo.

Muito obrigado ao Dr. Yongwan Chun por ter me ajudado com muita dedicação ao desenvolvimento dos modelos estatísticos corrigindo para a autocorrelação espacial. Certamente sem você eu não conseguiria ter avançado tanto nos modelos e aprendido tanta estatística quanto eu aprendi (que ainda não é tanta quanto eu precisaria...)!

Muito obrigado à banca por ter aceito gentilmente meu convite e gastar seu precioso tempo para avaliar a história que tenho a contar nessa tese: a Dra. Mariana Valle (UFRJ), Dra. Liliane Lodi (Instituto Mar Adentro), Dr. Leonardo Wedekin (USP), Dra. Lena Geise (UERJ) e Carlos Ésberard.

Muito obrigado a todos os meus amigos e pessoas que realmente estiveram comigo e quiseram meu bem desde o princípio. Aos amigos de coração: Leonardo, Rogério, Felipe, Tavinho, Diogo, Fabinho, aos de infância: Fernando e Aloysio, aos amigos de banda: Juan, Mariana, Heron, aos amigos de coração da UERJ: Lili, Lu, Flavia, Caio, Jimi, Edvandro, Martin, Mauricio, Lelis, Marcelo, Marlon, Paula e muitos outros mais (desculpa se esqueci alguém!). Muito obrigado as pessoas incríveis que conheci nos Estados Unidos e que compartilhei momentos inesquecíveis: Alessandra Martini (obrigado pelas nossas conversas e risadas!), David, Katleen, Ruth, a galera do Pimm Family: Ryan, Alexandra, Varsha, Binbin, Dani, Joe, Andrew, Natalia, Elspeth, o pessoal do Duke Marine Lab: Maria, Liz, Kersey, Logan, Elisabeths, Jerry, Megumi, Abby, Jordan, a galera da área de mamíferos aquáticos, que eu tenho a felicidade de sempre encontrar nos congressos: Gabriel Santos (boto), Sávía Moreira, Julia Dombrowski, Dani Abras, Joice, Nathali Ristau, Daniel Polari, Leila Lemos, Bruna Pagliani, Daniela Pivari, Sindy Martinez, Angélica. Um obrigado especial também a minha amiga Claryana Araujo, por todas as nossas conversas e nossos planos futuros de projetos e ciência. Muito obrigado a todos vocês por terem mostrado que é possível fazer doutorado e ter uma vida social normal (mesmo eu tendo que me dividir em dez muitas vezes)! Obrigado por me terem permitido várias vezes momentos que eu pudesse relaxar, rir, brincar e tirar o peso dos ombros. Muito obrigado a minha namorada Luiza Lacerda por ter aparecido na minha vida e ter me trazido só alegria, boas vibrações e pensamentos! Você foi (e continua sendo) essencial pra mim durante esse período!

Muito obrigado aos meus amigos do LBEC que aceitaram esse desafio comigo de ir a campo e compartilhar os momentos difíceis, tensos, decepcionantes e também de boas risadas, alegrias quando víamos uma espécie nova e de ideias e hipóteses que surgiam a cada momento! Muito obrigado especialmente a Dra. Luciana Duarte de Figueiredo e ao biólogo Israel de Sá Maciel por terem sido meus grandes companheiros de trabalho! Não poderia ter tido melhores! Muito obrigado ao restante da equipe do LBEC que me ajudou em diversos momentos, tanto no mar quanto fora dele: Mariana Espécie, Carine Galvão, Sérgio Moreira, Yuri Pessoa, Jessica Ferreira, Thamires Mello, Carol Crud e Arthur Guimarães.

Um obrigado especial a Marco Aurélio Crespo por ter sido não só o piloto da nossa embarcação, mas também um membro da equipe (sempre o primeiro a ver os bichos) e amigo! Você foi muito importante para o nosso trabalho! Muito obrigado a sua família Simone Suñe, João Pedro e Milena por toda a hospitalidade e gentileza nesses anos todos e em especial a Dona Célia, por ter cedido gentilmente o espaço da sua casa para nos acomodar e nos permitir tranquilidade para dormirmos e nos recuperarmos entre as saídas de barco.

Muito obrigado à equipe do Projeto Ilhas do Rio com quem dividi momentos muito bons! Liliane Lodi, Bia Hetzel, Mariana Massarani, Alexandre Serrano, Carlos Augusto Rangel, Aline Aguiar.

Muito obrigado aos órgãos de financiamento que me ajudaram nesse processo: à Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) pela bolsa de doutorado concedida, sem a qual eu não conseguiria me dedicar à tese e suas incumbências; ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro do Edital Universal (edital universal # 479348/2010-3) que permitiu as coletas de dados durante o período de Dezembro de 2010 a Novembro de 2012; à Fundação Grupo Boticário de Conservação da Natureza pelo apoio financeiro concedido para a coleta de dados para o ano de 2014. Ao CNPq pela bolsa de Produtividade em Pesquisa e *grant* de pesquisa associada à Maria Alice S. Alves.

E por fim, mas não mais importante, tenho também que agradecer a todas as pessoas boas de coração da lista do R e que postaram vídeos tutoriais sobre várias funções do ArcGIS no YouTube! Vocês me ajudaram muito em diversos momentos e nada mais justo do que agradecê-los, mesmo que possivelmente vocês nunca venham a ver esses agradecimentos.

O único lugar em que o sucesso vem antes do trabalho é no dicionário

Albert Einstein

RESUMO

OLIVEIRA, Rodrigo Hipólito Tardin. *Modelagem de uso de habitat de cetáceos em Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil*. 2015. 128f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

Em estudos ecológicos é importante entender os processos que determinam a distribuição dos organismos. O estudo da distribuição de animais com alta capacidade de locomoção é um desafio para pesquisadores em todo o mundo. Modelos de uso de habitat são ferramentas poderosas para entender as relações entre animais e o ambiente. Com o desenvolvimento dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG ou GIS, em inglês), modelos de uso de habitat são utilizados nas análises de dados ecológicos. Entretanto, modelos de uso de habitat frequentemente sofrem com especificações inapropriadas. Especificamente, o pressuposto de independência, que é importante para modelos estatísticos, pode ser violado quando as observações são coletadas no espaço. A Autocorrelação Espacial (SAC) é um problema em estudos ecológicos e deve ser considerada e corrigida. Nesta tese, modelos generalizados lineares com autovetores espaciais foram usados para investigar o uso de habitat dos cetáceos em relação a variáveis fisiográficas, oceanográficas e antrópicas em Cabo Frio, RJ, Brasil, especificamente: baleia-de-Bryde, *Balaenoptera edeni* (Capítulo 1); golfinho nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus* (Capítulo 2); Mysticetos e odontocetos em geral (Capítulo 3). A baleia-de-Bryde foi influenciada pela Temperatura Superficial do Mar Mínima e Máxima, no qual a faixa de temperatura mais usada pela baleia condiz com a faixa de ocorrência de sardinha-verdadeira, *Sardinella brasiliensis*, durante a desova (22° a 28°C). Para o golfinho nariz-de-garrafa o melhor modelo indicou que estes eram encontrados em Temperatura Superficial do Mar baixas, com alta variabilidade e altas concentrações de clorofila. Tanto mysticetos quanto os odontocetos usam em proporções similares as áreas contidas em Unidades de Conservação (UCs) quanto as áreas não são parte de UCs. Os mysticetos ocorreram com maior frequência mais afastados da costa, em baixas temperaturas superficiais do mar e com altos valores de variabilidade para a temperatura. Os odontocetos usaram duas áreas preferencialmente: as áreas com as menores profundidades dentro da área de estudo e nas maiores profundidade. Eles usaram também habitats com águas frias e com alta concentração de clorofila. Tanto os mysticetos quanto os odontocetos foram encontrados com mais frequência em distâncias de até 5km das embarcações de turismo e mergulho. Identificar habitats críticos para os cetáceos é um primeiro passo crucial em direção a sua conservação.

Palavras-chave: Modelagem de distribuição; Seleção de hábitat; Autocorrelação espacial; Cetáceos

ABSTRACT

OLIVEIRA, Rodrigo Hipolito Tardin. *Cetacean Habitat use modeling in Cabo Frio, RJ, Brazil*. 2015. 128f. Tese (Doutorado em Ecologia e evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

A major problem in ecological studies is the understanding of what factors drive animals' distribution. Studies investigating the distribution of high mobility animals is a challenge for scientists all over the world. In that sense, habitat use models are powerful tools to understand relationship between animals and their environment. With Geographical Information System (GIS) development, habitat use models have been used in ecological studies. However, habitat use models, in several times, are built with misspecification, such as the independence assumption, that must be corrected. Spatial autocorrelation is a common problem in ecological studies. In this thesis, generalized linear models with spatial eigenvectors were used to investigate habitat use in cetaceans using physiographic, oceanographic and anthropogenic co-variables in Cabo Frio, RJ, Brazil, specifically: Bryde's whale, *Balaenoptera edeni* (Chapter 1); bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Chapter 2); Mysticetes and odontocetes (Chapter 3). Bryde's whale was influenced by sea surface temperature minimum and maximum, in which the most common used strip correlates with *Sardinella brasiliensis* habitat use during reproduction periods (22 to 28°C). For common bottlenose dolphin, the best model indicated they were more frequently found in low sea surface temperature, with high standard deviation and high chlorophyll concentration. Both mysticetes and odontocetes used in similar proportion the Conservation Unit areas and non-Conservation Unit areas. Mysticetes occurred more often more distant from coast, in low sea surface temperature with high standard deviation. Odontocetes used areas with lowest and highest depths. They also used cold waters and with high chlorophyll concentration. Both mysticetes and odontocetes were found more frequently up to 5km from tour and scuba dive boats. Identifying critical habitats for cetaceans is a first crucial step towards their conservation

Keywords: Distribution modeling; Habitat selection; Spatial autocorrelation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Área de estudo localizada no sudeste do Brasil, Rio de Janeiro, mostrando as Unidades de Conservação.....	26
Figura 2 –	Área de estudo localizada no sudeste do Brasil, Rio de Janeiro, mostrando em linhas pretas contínuas o trajeto das rotas aleatórias realizadas entre 2011 a 2014.	29
Figura 3 –	Visão anterior de um <i>Balaenoptera edeni</i> mostrando as cristas longitudinais no rosto.....	36
Figura 4 –	Taxas de Encontro de <i>Balaenoptera edeni</i> na costa de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil, dentro de grids de 1x1km ²	40
Figura 5 –	Representação gráfica para a relação entre a variável explanatória Temperatura Superficial do Mar Mínima retida no modelo Generalizado Linear com autovetores Espaciais (SEVM-GLM) mais parsimonioso usando a ocorrência de <i>Balaenoptera edeni</i> como variável resposta na costa de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil.....	42
Figura 6 –	Representação gráfica para a relação entre a variável explanatória Temperatura Superficial do Mar máxima retida no modelo Generalizado Linear com autovetores Espaciais (SEVM-GLM) mais parsimonioso usando a ocorrência de <i>Balaenoptera edeni</i> como variável resposta na costa de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil.....	43
Figura 7 –	Predição do uso de habitat de <i>Balaenoptera edeni</i> usando o melhor modelo generalizado linear com autovetores em Cabo Frio, RJ.....	44
Figura 8 –	Predição do uso de habitat de <i>Balaenoptera edeni</i> usando o melhor modelo generalizado linear em Cabo Frio, RJ.....	45
Figura 9 –	Mapa da combinação linear dos quatro autovetores com os valores dos coeficientes estimados retidos no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais mais parsimonioso para <i>Balaenoptera edeni</i> em Cabo Frio, RJ, Brasil.....	46
Figura 10–	Baleia-de-Bryde, <i>Balaenoptera edeni</i> , se alimentando em Cabo Frio, RJ. É possível visualizar a boca aberta do indivíduo e as estruturas queratinizadas dentro da sua boca.....	48

Figura 11 – Grupo do golfinho nariz-de-garrafa, <i>Tursiops truncatus</i> , em Cabo Frio, RJ.....	54
Figura 12 – Taxas de encontro de <i>Tursiops truncatus</i> na costa de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brazil, demonstrado em grids de 1x1km ²	57
Figura 13 – Representação gráfica da variável explanatória Temperatura Superficial do Mar média significativa retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de <i>Tursiops truncatus</i> como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	60
Figura 14 – Representação gráfica da variável explanatória Desvio padrão da Temperatura Superficial do Mar significativa retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de <i>Tursiops truncatus</i> como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	61
Figura 15 – Representação gráfica da variável explanatória Temperatura Superficial do Mar mínima significativa retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de <i>Tursiops truncatus</i> como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	62
Figura 16 – Representação gráfica da variável explanatória Concentração de clorofila mínima significativa retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de <i>Tursiops truncatus</i> como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	63
Figura 17 – Representação gráfica da variável explanatória Concentração de clorofila média significativa retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de <i>Tursiops truncatus</i> como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	63
Figura 18 – Predição do uso de habitat de <i>Tursiops truncatus</i> usando o melhor modelo generalizado linear com autovetores em Cabo Frio, RJ.....	64
Figura 19 – Predição do uso de habitat de <i>Tursiops truncatus</i> usando o melhor modelo generalizado linear em Cabo Frio, RJ.....	65

Figura 20 - Combinação linear dos sete autovetores de Moran selecionados no modelo de melhor ajuste para <i>Tursiops truncatus</i> em Cabo Frio, RJ.....	66
Figura 21 – Filhote de baleia-jubarte, <i>Megaptera novaeangliae</i> , saltando próxima a Ilha de Cabo Frio, Cabo Frio, Rio de Janeiro.....	74
Figura 22 – Golfinho-de-dentes-rugosos, <i>Steno bredanensis</i> , na costa da cidade do Rio de Janeiro, Brasil. É possível notar a capa dorsal de tonalidade mais escura nos indivíduos.....	75
Figura 23 – <i>Delphinus sp.</i> avistado em Cabo Frio, RJ, Brasil.....	76
Figura 24 – Avistagens de todas as espécies de cetáceos avistadas em Cabo Frio, Rio de Janeiro de dezembro de 2010 a Agosto de 2014.....	81
Figura 25 – Mapa com a zona de amortecimento (“buffer”) de 1km das embarcações de turismo e mergulho representando impacto potencial em Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil.....	82
Figura 26 – Taxas de encontro das espécies de mysticetos na costa de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil, demonstrado em grids de 1x1km ²	83
Figura 27 – Representação gráfica da variável explanatória Distância da Costa retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de mysticetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	86
Figura 28 – Representação gráfica da variável explanatória Temperatura Superficial do Mar mínima significativa retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de mysticetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	87
Figura 29 – Representação gráfica da variável explanatória Desvio-padrão da Temperatura Superficial do Mar média significativa retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de mysticetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	87
Figura 30 – Predição do uso de habitat dos mysticetos usando o melhor modelo generalizado linear com autovetores sem as variáveis antrópicas em Cabo Frio, RJ.....	88

Figura 31 – Predição do uso de habitat dos misticetos usando o melhor modelo generalizado linear sem as variáveis antrópicas em Cabo Frio, RJ.....	89
Figura 32 – Combinação linear dos dez autovetores de Moran selecionados no modelo de melhor ajuste para misticetos em Cabo Frio, RJ.....	90
Figura 33 – Representação gráfica da variável explanatória distância às embarcações de turismo retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de misticetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	92
Figura 34 – Representação gráfica da variável explanatória distância às embarcações de mergulho retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de misticetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	102
Figura 35 – Predição do uso de habitat dos misticetos usando o melhor modelo generalizado linear com autovetores apenas com as variáveis antrópicas em Cabo Frio, RJ.....	102
Figura 36 – Predição do uso de habitat dos misticetos usando o melhor modelo generalizado linear com autovetores apenas com as variáveis antrópicas em Cabo Frio, RJ.....	94
Figura 37 – Combinação linear dos doze autovetores de Moran selecionados no modelo de melhor ajuste usando as variáveis antrópicas para misticetos em Cabo Frio, RJ.....	95
Figura 38 – Taxas de encontro das espécies de odontocetos na costa de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil, demonstrado em grids de 1x1km ²	96
Figura 39 – Representação gráfica da variável explanatória profundidade retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de odontocetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	99
Figura 40 – Representação gráfica da variável explanatória Temperatura Superficial do Mar Média retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de odontocetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	99

Figura 41 – Representação gráfica da variável explanatória Temperatura Superficial do Mar Mínima retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de odontocetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	100
Figura 42 – Representação gráfica da variável explanatória Temperatura Superficial do Mar Máxima retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de odontocetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	101
Figura 43 – Representação gráfica da variável explanatória Concentração de Clorofila Mínima retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de odontocetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	101
Figura 44 – Representação gráfica da variável explanatória Concentração de Clorofila Média retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de odontocetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	102
Figura 45 – Predição do uso de habitat dos odontocetos usando o melhor modelo generalizado linear com autovetores sem as variáveis antrópicas em Cabo Frio, RJ.....	103
Figura 46 – Predição do uso de habitat dos odontocetos usando o melhor modelo generalizado linear sem as variáveis antrópicas em Cabo Frio, RJ.....	104
Figura 47 – Combinação linear dos sete autovetores de Moran selecionados no modelo de melhor ajuste para odontocetos em Cabo Frio, RJ.....	105
Figura 48 – Representação gráfica da variável explanatória distância às embarcações de turismo retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de odontocetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	107
Figura 49 – Representação gráfica da variável explanatória distância às embarcações de mergulho retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de odontocetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.....	108

Figura 50 – Predição do uso de habitat dos odontocetos usando o melhor modelo generalizado linear com autovetores apenas com as variáveis antrópicas em Cabo Frio, RJ.....	109
Figura 51 - Predição do uso de habitat dos odontocetos usando o melhor modelo generalizado linear com autovetores apenas com as variáveis antrópicas em Cabo Frio, RJ.....	109
Figura 52 – Combinação linear dos catorze autovetores de Moran selecionados no modelo de melhor ajuste usando as variáveis antrópicas para odontocetos em Cabo Frio, RJ.....	110

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Valores para o Fator de Inflação da Variância Generalizado para cada variável explanatória incluída nos modelos.....	33
Tabela 2 –	Resumo das ocorrências de <i>Balaenoptera edeni</i> na costa de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil, demonstrado em meses para o período de Dezembro 2010-2014.....	38
Tabela 3 –	Estatísticas descritivas da ocorrência de <i>Balaenoptera edeni</i> em relação a três variáveis explanatórias estudadas em Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil.....	40
Tabela 4 –	Modelos usados para testar o uso de habitat de <i>Balaenoptera edeni</i> em Cabo Frio, Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. O modelo em negrito é o mais parsimonioso e é demonstrado em detalhes.....	41
Tabela 5 –	Comparação dos valores dos coeficientes e valores de p associado para o melhor modelo generalizado linear com autovetores espaciais e o seu correspondente modelo generalizado linear para <i>Balaenoptera edeni</i> . Valores em parênteses corresponde aos valores dos coeficientes do GLM.....	41
Tabela 6 –	Importância relativa das variáveis significativas do modelo mais parsimonioso de <i>Balaenoptera edeni</i> em Cabo Frio, Rio de Janeiro.....	42
Tabela 7 –	Ocorrência de <i>Tursiops truncatus</i> na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil, demonstrada em meses de 2010-2014.....	56
Tabela 8 –	Estatísticas descritivas da ocorrência de <i>Tursiops truncatus</i> em relação as variáveis explanatórias em Cabo Frio, RJ, Brasil.....	58
Tabela 9 –	Modelos usados para testar a distribuição espacial de <i>Tursiops truncatus</i> em Cabo Frio, RJ, Brasil. Modelo em negrito é o com melhor ajuste.....	59
Tabela 10 –	Comparação dos valores dos coeficientes e valores de p associado para o melhor modelo generalizado linear com autovetores espaciais e o seu correspondente modelo generalizado linear para <i>Tursiops truncatus</i> . Valores em parênteses corresponde aos valores dos coeficientes do GLM.....	59

Tabela 11 – Importância relativa das variáveis significativas do modelo mais parsimonioso para <i>Tursiops truncatus</i> em Cabo Frio, Rio de Janeiro.....	60
Tabela 12 – Modelos usados para testar o uso de habitat de misticetos em Cabo Frio, Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. O modelo em negrito é o mais parsimonioso e é demonstrado em detalhes.....	84
Tabela 13 – Comparação dos valores dos coeficientes e valores de p associado para o melhor modelo generalizado linear com autovetores espaciais e o seu correspondente modelo generalizado linear para misticetos. Valores em parênteses corresponde aos valores dos coeficientes do GLM.....	85
Tabela 14 – Importância relativa das variáveis significativas do modelo mais parsimonioso para misticetos em Cabo Frio, Rio de Janeiro.	86
Tabela 15 – Comparação dos valores dos coeficientes e valores de p associado para o melhor modelo generalizado linear com autovetores espaciais usando apenas variáveis antrópicas e o seu correspondente modelo generalizado linear para misticetos. Valores em parênteses corresponde aos valores dos coeficientes do GLM.....	91
Tabela 16 – Comparação dos valores dos coeficientes e valores de p associado para o melhor modelo generalizado linear com autovetores espaciais e o seu correspondente modelo generalizado linear para odontocetos. Valores em parênteses corresponde aos valores dos coeficientes do GLM.....	98
Tabela 17 – Importância relativa das variáveis significativas do modelo mais parsimonioso para odontocetos em Cabo Frio, Rio de Janeiro.....	98
Tabela 18 – Comparação dos valores dos coeficientes e valores de p associado para o melhor modelo generalizado linear com autovetores espaciais usando apenas variáveis antrópicas e o seu correspondente modelo generalizado linear para misticetos. Valores em parênteses corresponde aos valores dos coeficientes do GLM.....	106

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACAS	Águas Centrais do Atlântico Sul
TSM	Temperatura Superficial do Mar
SEVM-GLM	Modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais
GLM	Modelo Generalizado Linear
GAM	Modelo Generalizado Aditivo
SAC	Autocorrelação Espacial
GVIF	Fator de Inflação de Variância Generalizado
AIC	Critério de Akaike
SIMMAM	Sistema de Monitoramento de Mamíferos Marinhos

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL	21
1	MODELAGEM DO USO DO HÁBITAT PELA BALEIA-DE-BRYDE, <i>Balaenoptera edeni</i>, NO SUDESTE DO BRASIL	34
1.1	Introdução	35
1.2	Resultados	37
1.3	Discussão	47
2	O USO DA ANÁLISE DE AUTOVETORES ESPACIAIS PARA MODELAR DADOS AUTO-CORRELACIONADOS: UM ESTUDO DE CASO PARA A CONSERVAÇÃO DO GOLFINHO NARIZ-DE-GARRAFA, <i>Tursiops truncatus</i>, PARA CABO FRIO, RIO DE JANEIRO. 52	
2.1	Introdução	53
2.2	Resultados	55
2.3	Discussão	67
3	MODELANDO A INFLUÊNCIA DO AMBIENTE E DAS PRESSÕES ANTRÓPICAS NO USO DE HABITAT DOS CETÁCEOS EM DUAS ÁREAS MARINHAS PROTEGIDAS NO SUDESTE DO BRASIL	71
3.1	Introdução	72
3.2	Métodos	77
3.2.1	<u>Conjunto de dados</u>	77
3.2.2	<u>Unidades de Conservação</u>	77
3.2.3	<u>Dados antropogênicos</u>	78
3.3	Resultados	79
3.3.1	<u>Misticetos</u>	81
3.3.2	<u>Odontocetos</u>	93
3.4	Discussão	109
	CONCLUSÕES	114
	RECOMENDAÇÕES	115
	REFERÊNCIAS	117

INTRODUÇÃO GERAL

Um importante problema em estudos ecológicos é a descrição e o entendimento dos processos que determinam a distribuição dos organismos (Redfern *et al.* 2006). O estudo da distribuição de animais com alta capacidade de locomoção se mostra um desafio para diversos pesquisadores ao redor do mundo. A distribuição de espécies terrestres, em geral, é melhor compreendida quando comparada aos animais marinhos, pois os primeiros podem ser mais facilmente observados em seu ambiente natural. A observação de espécies marinhas se torna mais difícil, pois a visualização dos animais é difícil, sendo restrita apenas aos momentos em que estes vem à superfície, como é o caso dos cetáceos. Além do mais, os ecossistemas marinhos possuem uma dinâmica intrínseca. Eles são fluidos e dinâmicos, nos quais as diferenças espaciais e temporais podem ser observadas em escalas que variam de metros a quilômetros e em escalas diárias ou em décadas (Redfern *et al.*, 2006). Para animais com longo período de vida, baixa taxa de natalidade e alta mobilidade, as dificuldades em se estudar a maneira em que eles utilizam o habitat são ainda maiores (Acevedo-Gutierrez, 2008). Um exemplo desses animais são os cetáceos.

Os cetáceos são os mamíferos aquáticos mais numerosos e diversificados. Pertencem a ordem Cetartiodactyla e são divididos em dois subgrupos: Odontoceti (cetáceos com dentes) e Mysticetos (cetáceos com barbatanas) (Price *et al.*, 2010). Há uma grande diversidade em tamanhos, com indivíduos que variam de 1m de comprimento, como a vaquita (*Phocoena sinus*) (Bracho e Legortta, 2008), às baleias azuis, *Balaenoptera musculus*, que podem alcançar até 33 metros de comprimento (Balance, 2008). Eles vivem exclusivamente no ambiente aquático com espécies distribuídas em todos os oceanos, mares internos e em alguns rios da América do Sul e Ásia (Forcada, 2008). As espécies, de uma forma geral, ocupam águas de diferentes temperaturas que podem variar de 2°C a mais de 30°C (Balance, 2008). Algumas espécies como, por exemplo, as orcas (*Orcinus orca*), cachalotes (*Physeter macrocephalus*) e baleias-jubartes (*Megaptera novaengliae*) podem ocorrer em regiões polares, temperadas e tropicais (Forcada, 2008). A maioria das espécies de mysticetos realizam migrações anuais de longa duração entre locais de alimentação e reprodução, exceto pela baleia-de-Bryde (*Balaenoptera edeni*) e a baleia-da-groenlândia (*Balaena mysticetus*) (Chivers, 2008). Os odontocetos, possuem um padrão de história de vida mais diversificado, no qual as espécies podem ser encontradas em ambientes pelágicos, costeiros, estuarinos e de água doce, realizando longos deslocamentos ou se limitando a pequenas áreas de vida

(Chivers, 2008). Sua importância ecológica no ecossistema, inclui a manutenção da estrutura trófica, as relações comensais com outros organismos, relações cooperativas com aves e peixes (Katona & Whitehead, 1988), o papel das carcaças como detrito para os ecossistemas (Smith, 2006) e sua importância na produção primária (Savery *et al.*, 2010), por exemplo. Além do mais são considerados como espécies chaves (Paine, 1995) e guarda-chuva (Roberge e Angelstam, 2004), portanto bons modelos para se estudar a conservação dos ecossistemas.

O estudo da distribuição de cetáceos ao redor do mundo possui diversos desafios devido a alta capacidade de mobilidade, complexa estrutura social e as relações destes animais com diversos elementos do ecossistema (Redfern *et al.*, 2006). A coleta de dados sobre a distribuição das baleias e golfinhos iniciou-se basicamente a partir de estudos anedóticos e/ou descritivos geralmente a bordo de plataforma de observação de oportunidade, *i.e.*, embarcação não dedicada à observação de cetáceos, como barcos de pesca, barcas de transporte de passageiros, dentre outros (*e.g.* Miller *et al.*, 1986) ou a partir de espécies que encalharam e/ou presentes em coleções de museus (*e.g.* Borobia *et al.*, 1991). Estes estudos tiveram importância fundamental para se conhecer os limites de distribuição e ocorrência dessas espécies. Trabalhos destinados ao estudo da distribuição dos cetáceos foram implementados a partir da década de 1970 a bordo de cruzeiros em que a observação de cetáceos era o objetivo principal (*e.g.*, Kasamatsu *et al.*, 1986). Em geral, os dados coletados consistiam da presença, frequência de ocorrência e o número de indivíduos das espécies. Ao longo dos anos, diversas listas de espécies de cetáceos foram construídas em diversas partes do mundo, aumentando o conhecimento incipiente sobre sua distribuição (*e.g.* Miller *et al.*, 1986; Silber *et al.*, 1994; MacLeod *et al.*, 2004; Picânco *et al.*, 2009; Fulling *et al.*, 2011; Weir *et al.*, 2012). Posteriormente, com o acesso a equipamentos capazes de medir as variáveis ambientais *in situ* e os avanços dos sistemas de informação geográfica, alguns estudos começaram a tentar entender melhor como a distribuição dos cetáceos poderia ser influenciada por diferentes características do meio que os rodeiam (*e.g.* Forney, 2001; Jaquet e Gendron, 2002; Brager *et al.* 2003; Hastie *et al.*, 2005). Estudos sobre o uso do habitat podem ser investigados usando a Função de Seleção de Recursos (*Resource Selection Function*; Boyce & MacDonald, 1999), que modela a disproporcionalidade entre a disponibilidade de recursos e o uso (Mathiopoulos & Aarts, 2010). Estas relações são difíceis de entender e testar, principalmente devido à dificuldade de coleta das variáveis ambientais no mar. Recentemente dados ambientais obtidos por satélites têm sido usados para caracterizar uma área de estudo, sendo permitida a inclusão de variáveis mais custosas e/ou difíceis de se coletar, como concentração de clorofila e a temperatura superficial da água (*e.g.* Azzellino *et*

al., 2008; Gill *et al.*, 2011; Pirotta *et al.*, 2011; Dalla-Rosa *et al.*, 2012; Henderson *et al.*, 2013). Dessa forma, modelos são criados para tentar prever e entender características que influenciem a distribuição destes animais, de modo a direcionar estudos futuros e entender os atuais padrões de ocorrência e distribuição das espécies em diversos sistemas aquáticos (Aarts e Mathiopoulos, 2010).

A presente tese é dividida em duas partes: (1) Modelagem do uso de habitat das espécies de cetáceos em relação a variáveis fisiográficas e oceanográficas na região de Cabo Frio, RJ, Brasil (Capítulos 1 e 2); e (2) O estudo da sobreposição espacial dos cetáceos na região de Cabo Frio com as atividades humanas na região (Capítulo 3)..

METODOLOGIA GERAL

Área de Estudo

O presente estudo foi realizado na região de Cabo Frio (para a presente tese incluindo aqui o município de Arraial do Cabo também) localizada no estado do Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil, totalizando uma área de 767,2 km² (Norte: -22°43'17''S -41°52'27''W; Leste: -22°56'28''S -41°46'91''W; Sul: -23°04'00'' -42°0'21''; Oeste: -42°8'17'' -22°57'38'') (Figura 1). Essa região é um dos maiores polos turísticos do estado possuindo grande beleza cênica. Em 2009, a região recebeu mais de 2 milhões de turistas nacionais e estrangeiros, com uma média de 32.000 a cada fim de semana, sendo que nos feriados esta média passou de 130.000. A estimativa para 2010/2011 era de 45.000 turistas chegando à cidade em 25 cruzeiros marítimos (PMCF, 2010).

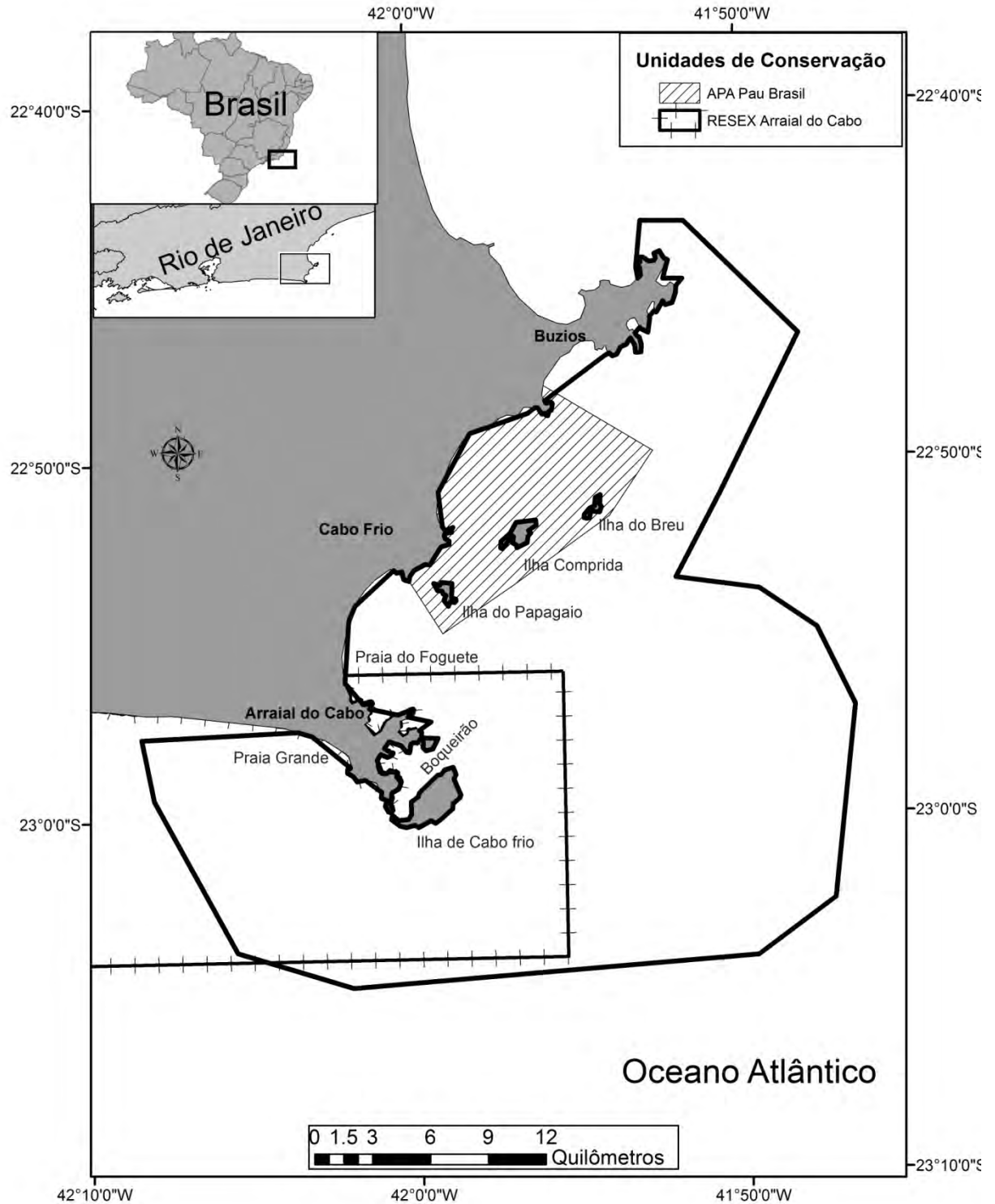
A sedimentologia de fundo da região apresenta frações finas e muito finas de areia com baixa variação entre as estações (De Leo e Pires-Vanin, 2006). Quanto às profundidades apresentadas na área, estas podem variar bastante, sendo encontradas profundidades próximas à costa de até 100 metros (Diretoria de Hidrografia e Navegação, 2012).

Uma característica marcante desse litoral é a mudança na orientação dos eixos norte-sul da costa brasileira para leste-oeste, na altura da Ilha de Cabo Frio. Essa mudança vem acompanhada por uma mudança no perfil da plataforma continental aproximando a isóbata de 100m à costa, aumentando o gradiente de profundidade na área (Valentin, 1984). Tal inflexão faz com que a costa sofra a influencia, principalmente no verão, de ventos norte-nordeste fortes, o que possibilita variações hidrológicas rápidas e bruscas na repartição das três massas

que compõem o sistema na região: Águas Tropicais, Águas Centrais do Atlântico Sul e Águas Costeiras.

As Águas Tropicais fazem parte de uma massa de água salina e quente que ocupa a superfície do oceano Atlântico Sul Tropical e é transportada em direção ao sul pela Corrente do Brasil. Neste trajeto, sofre mistura com águas de origem costeira menos salinas e com temperaturas mais baixas, resultando em salinidades acima de 36 ups e temperatura acima dos 20°C (Silveira *et al.*, 2000).

Figura 1 – Área de estudo localizada no sudeste do Brasil, Rio de Janeiro, mostrando as Unidades de Conservação. Linha contínua preta representa a real área onde o estudo para a amostragem de cetáceos foi realizado.



As Águas Centrais do Atlântico Sul (ACAS) possuem características subtropicais, com temperaturas entre 6°C e 20°C e salinidade ao redor de 34,6 a 36 ups (Silveira *et al.*, 2000), sendo rica em nutrientes e transportada para a direção norte entre profundidades de 200 a 700m (Valentin, 1984). Esta é originada na Convergência Subtropical na região de encontro da Corrente do Brasil e da Corrente das Malvinas, onde por ser mais densa e fria mergulha sob a Corrente do Brasil dando assim origem a ACAS (Signorini, 1978).

As Águas Costeiras são formadas pela mistura das Águas Tropicais e das Águas Centrais do Atlântico Sul, com influência do continente (Moreira da Silva, 1975). É oligotrófica, possuindo um grau de salinidade menor (34,0 ups) e uma temperatura mais elevada, a partir de 22°C (Valentin, 1984).

A incidência de ventos Norte-Nordeste desencadeia o mecanismo de deriva de Ekman, fazendo com que as águas quentes, superficiais e pobres em nutrientes, se afastem da costa e as águas profundas, frias e ricas em nutrientes, aflorem à superfície (Rodrigues e Lorenzetti, 2001). Este fenômeno conhecido como Ressurgência ocorre principalmente durante a primavera e verão na região. Além disso, recentemente foi destacada a importância da atividade de ressurgência sem a incidência dos ventos (Calado *et al.*, 2010). Na adjacência da quebra da plataforma oceânica a interação entre a Corrente do Brasil e as Águas Intermediárias do Limite Oeste exibem intensa atividade de mesoscala resultando na formação de vórtex que podem resultar na ressurgência na ausência ou baixa intensidade de ventos (Calado *et al.* 2006).

Comparada às grandes ressurgências que ocorrem no globo (*e.g* Ressurgência no Peru que ocorre por toda a costa o ano todo), a ressurgência de Cabo Frio é limitada em termos espaciais e temporais. Entretanto há relatos sobre o impacto desta na ecologia e clima locais, influenciando na concentração de nutrientes, fito e zooplâncton e nécton (Carbonel & Valentin, 1999). De fato, a região tem aparecido como uma barreira biogeográfica costeira, apresentando organismos de clima temperado em plena região tropical (Ferreira *et al.*, 2004). Tal fenômeno, portanto, permite o crescimento de fauna e floras marinhas abundantes na região, o que atrai grandes predadores marinhos, como os cetáceos.

Coleta de dados e definições

A coleta de dados e definições expostas neste subitem se referem à maior parte da tese. Informações adicionais serão descritas separadamente em cada capítulo, quando necessário.

As saídas de barco foram conduzidas entre as coordenadas Norte: 22°43'17''S 41°52'27''W; Leste: 22°56'28''S 41°46'91''W; Sul: 23°04'00'' 42°0'21''; Oeste: 42°8'17'' 22°57'38'' área esta que representa um ponto singular na costa brasileira devido à mudança de orientação de norte-sul para leste-oeste (Valentin, 1984) (Figura 1).

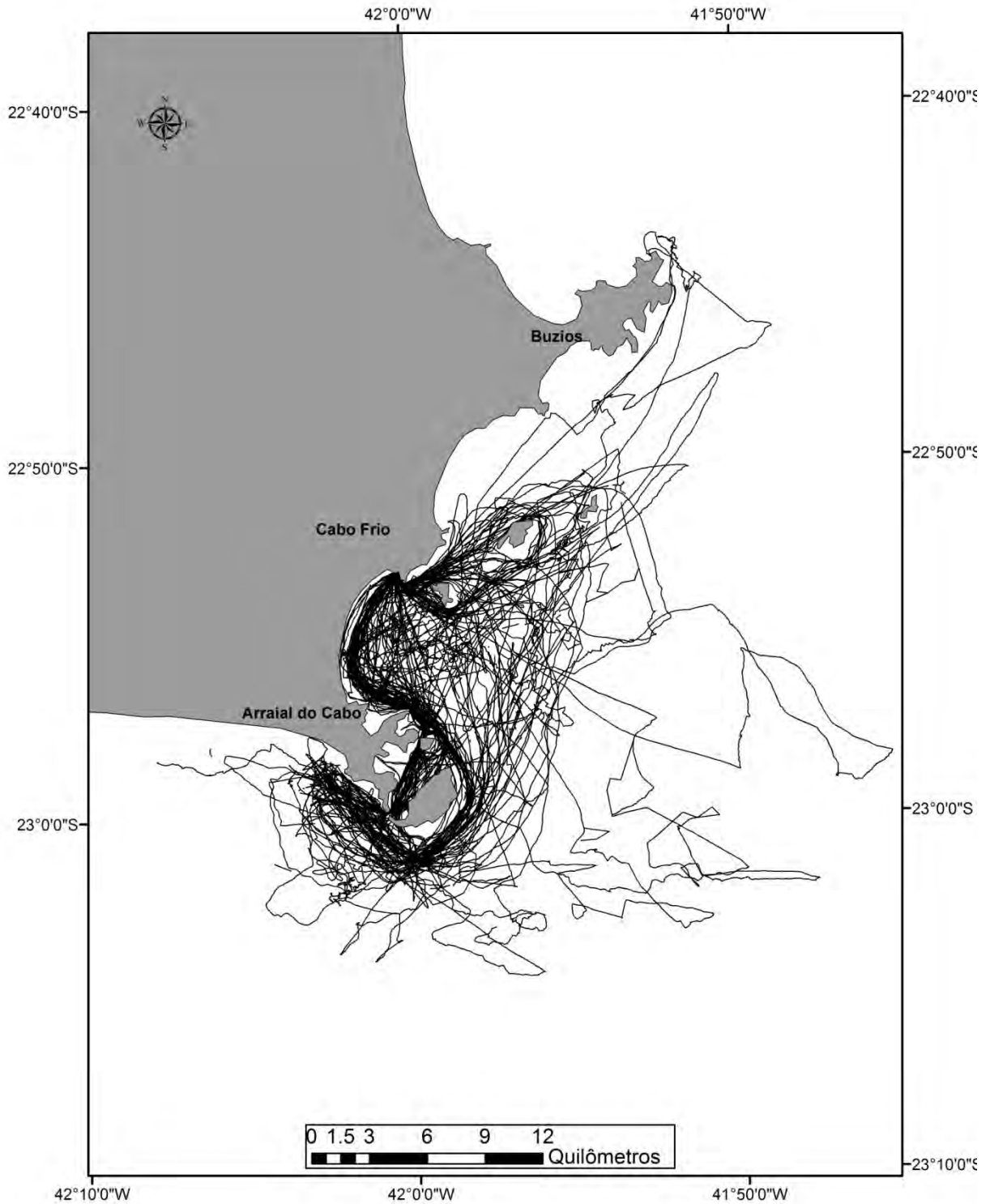
Quatro saídas ao mar foram realizadas por mês durante o período de Dezembro de 2010 a Novembro de 2012 (apoio CNPq – edital universal # 479348/2010-3), seguidas por duas saídas de barco por mês entre Março a Agosto de 2014 (apoio Fundação O Boticário 0997-20132). Um barco inflável de 6,5 metros de comprimento equipado com um motor de popa Evinrude de 150 HP foi utilizado. Todas as saídas ocorreram apenas quando as condições de vento e mar correspondiam a escala de Beaufort <3. As saídas foram iniciadas a partir do cais de Cabo Frio e seguiam rotas não-sistematizada (*haphazard*) (Figura 2), uma vez que outros dados, que não só os relativos à distribuição das espécies, também eram coletados (*e.g.* fotografias, filmagens, acústica). Toda vez que os animais foram avistados, a velocidade do barco foi diminuída e foi mantida uma distância de cerca de 15 metros, para não interferir no comportamento dos indivíduos. A partir desse protocolo inicial foi dado início à coleta dos dados.

Para a obtenção dos dados, um dos observadores ficou posicionado na proa do barco de modo a fotografar as nadadeiras dorsais dos indivíduos, tanto de golfinhos quanto de baleias, usando a técnica de foto-identificação. Cortes, marcas naturais e arranhões foram usados como parâmetros para identificar cada indivíduo de cada espécie (Espécie *et al.*, 2010). Para esse procedimento, o método de amostragem utilizado foi *scan* (Lehner, 1992).

O segundo membro da equipe marcava as posições geo-referenciadas de cada grupo (golfinhos) ou indivíduos (baleias) por meio de um GPS GARMIN VISTA CX®. A amostragem para a coleta das posições geográficas foi contínua (Lehner, 1992). Dessa forma, as posições geográficas eram marcadas continuamente a cada vez que os cetáceos se distanciavam 500 metros do último ponto de GPS. Dessa forma, em único dia, múltiplas posições de GPS para um único indivíduo (baleias) ou grupo (golfinhos) foram marcadas. Por exemplo, em 5 de maio de 2011, um indivíduo da baleia-de-Bryde, *Balaenoptera edeni* foi observada por 3,5 horas, nas quais 7 posições de GPS foram marcadas em distintas regiões da área de estudo.

A área de estudo foi dividida em 730 grids de 1km x 1km e usados como unidades analíticas. Para cada grid foi calculada uma medida das variáveis citadas a seguir. A escolha de grids de 1km x 1km se justifica pelo grau de resolução das variáveis obtidas via satélite, descritas a seguir.

Figura 2 – Área de estudo localizada no sudeste do Brasil, Rio de Janeiro, mostrando em linhas pretas contínuas o trajeto das rotas não-sistematizadas (*haphazard*) realizadas entre dezembro de 2010 a novembro de 2012 e fevereiro a agosto 2014.



Dados ambientais

Austin (2002) argumenta que as variáveis do ambiente podem ser classificadas em 3 tipos: recursos, diretas e indiretas. Dentro dessa perspectiva as variáveis consideradas como “recursos” deveriam ser usadas sobre as diretas e estas sob as indiretas para modelar a distribuição de uma espécie (Austin 2002). Entretanto, recursos (*e.g.* abundância de peixes) para estudos com cetáceos são difíceis de se quantificar e relacionar diretamente à distribuição espacial das baleias e golfinhos. Variáveis indiretas e diretas podem ser usadas como indicadores que representam relações complexas entre os cetáceos e o ambiente e esta abordagem é frequentemente usada em estudos empíricos (*e.g.* Forney, 2001; Pirota *et al.*, 2011; Dalla-Rosa *et al.*, 2012). Infelizmente, dados precisos sobre as presas não estão disponíveis para nossa área de estudo. Para os três capítulos desta tese, a área de estudo foi caracterizada quanto a algumas variáveis diretas (oceanográficas) e indiretas (fisiográficas). As variáveis oceanográficas escolhidas foram a média da Temperatura Superficial do Mar (TSM) e a média da Concentração de Clorofila (Chlor). Dado a grande variabilidade desses parâmetros em um sistema influenciado pela ressurgência, variações destas também foram consideradas. No total, as variáveis oceanográficas consideradas foram: TSM média, TSM mínima, TSM máxima e desvio-padrão da TSM (SD TSM). O desvio-padrão foi utilizado como uma forma de tentar medir a variabilidade da TSM na área de estudo, como realizado em alguns estudos (*e.g.* Keller *et al.*, 2006; Azzellino *et al.*, 2008). As medidas da TSM foram obtidas do Radiômetro Avançado de Resolução Muito Alta (AVHRR – *Advanced Very High Resolution Radiometer*) da Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (NOAA – *National Oceanic and Atmospheric Administration*) em tempo quase real pelo Grupo de Temperatura Superficial do Mar de Alta Resolução (GHRSSST – *Group for High Resolution Sea Surface Temperature*) por meio do Centro de Montagem de Dados Globais (GDAC – *Global Data Assembly Center*) do Centro de Arquivos Ativos Distribuídos de Oceanografia Física da NASA (*NASA Physical Oceanography Distributed Archive Center* (PO.DAAC)(http://podaac.jpl.nasa.gov/dataset/JPL_OUROCEAN-L4UHfnd-GLOB-G1SST)). O nível de resolução desse produto é de 1km. Os dados referentes à concentração de clorofila foram obtidos do Espectroradiômetro de Imagem de Resolução Moderada (MODIS - *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) lançado em 2002 como parte da plataforma de satélites AQUA para estudar a dinâmica global da atmosfera dos continentes e dos oceanos através do Centro de Montagem de Dados Globais (GDAC – *Global Data Assembly Center*)

do Centro de Arquivos Ativos Distribuídos de Oceanografia Física da NASA (*NASA Physical Oceanography Distributed Archive Center*) (http://podaac.jpl.nasa.gov/dataset/MODIS_Aqua_L3_CHLA_Daily_4km_R). A resolução desse produto é de 4km. Para o cálculo das médias, mínimas, máximas e desvio-padrão das duas variáveis (TSM e clorofila) foram tomadas as medidas para cada dia em que houve esforço de avistagem (saídas de barco com ou sem a presença de cetáceos). Por exemplo, a TSM e a clorofila foi obtida para os dias 19 de Março de 2011, 20 de Março de 2011, 04 de Maio de 2011, 05 Maio de 2011 e assim por diante, desde que tenha havido esforço de avistagem. Ao fim dos 65 dias de esforço, cada qual com seus valores de TSM e clorofila para cada grid, foram então calculados as médias, mínimas, máximas e desvio-padrão. Tal abordagem foi realizada para tentar capturar ao máximo a variabilidade existente na área de estudo durante a amostragem

Variáveis fisiográficas também podem influenciar a distribuição dos cetáceos direta ou indiretamente aliadas a outros fatores bióticos, como disponibilidade de presas e presença de predadores (Blasi e Boitani, 2012). Muitos estudos têm demonstrado que as variáveis fisiográficas influenciam a distribuição dos cetáceos significativamente (*e.g.* Pirotta *et al.*, 2011; Anderwald *et al.*, 2012; Dalla-Rosa *et al.*, 2012; Keller *et al.*, 2012; Weir *et al.*, 2012; Arcangeli *et al.*, 2013) e estas variáveis também foram usadas para modelar a presença das baleias e dos golfinhos na área de estudo. Três variáveis foram obtidas das cartas náuticas N° 1505 e N° 1508 (1:40.000) obtidas através do Diretório de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil (<https://www1.mar.mil.br/dhn/>) usando-se o software ArcGIS 10.0®. Foram medidos: profundidade média da água e distância a costa. A profundidade média da água foi obtida através das cartas náuticas e calculada como a média dos três valores mais próximos da posição do GPS em que os animais foram encontrados. A distância da costa foi calculada como a porção de terra (ilhas, continentes, costões rochosos, etc) mais próxima do ponto de GPS usando-se a ferramenta *Near* do *Spatial Analyst* toolbox do ArcGIS. Antes do cálculo da distância em metros, foi necessário projetar a área de estudo. A projeção utilizada foi a Albers Equal Area Conic. Todos os dados referentes ao ArcGIS foram plotados no sistema geodésico SIRGAS 2000.

Análise dos dados

Para a investigação da presença de autocorrelação espacial o teste I de Moran foi utilizado usando-se o pacote *spdep* v.0.5-56 do software R (Bivand *et al.*, 2010). Uma

especificação de modelo de regressão Poisson como uma função de ligação (*link log*)” foi usada para investigar a influência das variáveis explanatórias descritas na ocorrência dos cetáceos. De forma a corrigir as saídas heterogêneas na área (sem transecções sistematizadas), o modelo Poisson foi especificado com o número de saídas de barco como *offset*. isto é, com esta especificação a heterogeneidade do esforço amostral foi controlada.

Estudos recentes mostram que os modelos de distribuição podem sofrer de autocorrelação espacial (SAC) (*e.g.*, Corkeron *et al.*, 2011). A autocorrelação espacial é um dos problemas mais comuns na ecologia, levando a erros-padrões subestimados e estimativa tendenciosa dos parâmetros (Lichenstein *et al.*, 2002). A SAC é um fenômeno no qual observações próximas umas das outras no espaço tendem a apresentar valores similares (ou dissimilares) (*e.g.*, Fortin and Dale, 2009). Os valores das amostras que estão próximas espacialmente tendem a apresentar uma forte associação uma com as outras (Dormann, 2007). Apesar do SAC afetar os modelos ecológicos (Dormann *et al.*, 2007, Bailey *et al.*, 2013), a correção para o SAC não é frequentemente realizada, especificamente em estudos de modelagem de distribuição de cetáceos (*e.g.*, Cañadas *et al.*, 2005). A autocorrelação espacial pode emergir de diversos fatores, como a dispersão e movimentação animal (Lloyd *et al.*, 2005). Um conjunto de dados autocorrelacionados pode ser usado, desde que a SAC seja corrigida para evitar a pseudo-replicação (Legendre, 1993). A filtração espacial usando-se autovetores é um método poderoso para corrigir explicitamente a SAC. Este método inclui os autovetores espaciais como variáveis indicativas para corrigir a autocorrelação inexplicada nos resíduos dos modelos de regressão (Griffith & Peres-Neto, 2006), e pode ser facilmente estendido para um modelo generalizado linear. Entretanto, a filtração espacial por autovetores é ainda relativamente nova na pesquisa envolvendo cetáceos (Redfern *et al.*, 2006). Dessa forma, para os três capítulos da tese foi elaborado um Modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais (SEV-GLM – *Spatial Eigenvector Generalized Linear Model*).

Para o SEV-GLM, autovetores espaciais foram gerados de uma matriz de proximidade binária baseada na adjacência dos pixels nos quais o valor é 1 quando dois pixels compartilham de um mesmo limite em comum e 0, se for o contrário. SEVM-GLM foi estimado com a função ‘*ME*’ no pacote *spdep* v.0.5-56 do software R (Bivand *et al.*, 2010). Modelos Generalizados comuns (sem correção para SAC) e SEVM-GLM foram comparados pelo teste de razão de verossimilhança máxima. Três modelos com diferentes especificações foram gerados:

a) modelo fisiográfico, que investigava o uso de habitat dos cetáceos em relação às variáveis fisiográficas profundidade média e distância da costa;

b) modelo oceanográfico, que investigava o uso de habitat dos cetáceos em relação às variáveis oceanográficas TSM média, TSM mínima, TSM máxima, SD TSM, Clorofila média, Clorofila mínima, Clorofila máxima e SD clorofila;

c) modelo completo, que investigava o uso de habitat dos cetáceos em relação às variáveis fisiográficas e oceanográficas.

A escolha por utilizar estes três modelos e não realizar uma *backward stepwise selection* se justifica pelo fato da última poder criar contradições entre os algoritmos de seleção de modelos, tendenciando a estimativa dos parâmetros e na confiança inapropriada de apenas um único modelo (Wittingham *et al.*, 2006).

Entre os modelos com diferentes conjuntos de variáveis independentes supracitados, o modelo final foi escolhido com base no critério de informação de Akaike (AIC) (Burnham & Anderson, 2004). No critério de AIC o poder explanatório das variáveis independentes é estimado contra o decréscimo dos graus de liberdade (Akaike, 1973). Uma vez que o AIC calcula o ajuste de um modelo com um número de parâmetros como uma penalidade, a seleção dos modelos baseados no AIC irá ter um número menor de erros nas estimativas (Redfern *et al.*, 2006). Este critério é amplamente utilizado para seleção de modelos na literatura com cetáceos (e.g. Viddi *et al.*, 2010, Garaffo *et al.*, 2011). Dessa forma, esse critério pode categorizar os modelos de acordo com seus valores de AIC, no qual o menor valor representa um modelo mais parcimonioso e, conseqüentemente, um modelo mais plausível. A multicolinearidade foi investigada com o Fator Generalizado de Inflação da Variância (GVIF) para as um modelo com todas as variáveis explanatórias usando-se o pacote *car* versão 2.0-19 (Fox e Weisberg, 2011). As variáveis que apresentassem GVIF maior que 10 eram consideradas como colineares e foram retiradas posteriormente da análise. O teste de GVIF demonstrou que as variáveis concentração de clorofila máxima e o desvio-padrão apresentaram valores altos e portanto eram colineares, sendo removidas da análise (Tabela 1). Para investigar a existência de superdispersão foi realizado o teste do *c-hat* que é o parâmetro de dispersão calculado do modelo global. Este parâmetro foi calculado como a “desviância” do modelo dividido pelo número de graus de liberdade residuais. Na ausência de superdispersão, o valor de *c-hat* se aproxima de 1 (Barton, 2014).

Tabela 1 - Valores para o Fator Generalizado de Inflação da Variância (GVIF) para cada variável explanatória incluída nos modelos.

Variáveis	GVIF	G.L
Profundidade	2,3	1
Distância da Costa	1,5	1
TSM media	1,3	1
Desvio padrão TSM	2,7	1
TSM minima	2,1	1
TSM maxima	1,6	1
Clorofila média	3,7	1
Desvio padrão clorofila	17,7	1
Clorofila minima	2,0	1
Clorofila maxima	17,7	1

Nota: *G.L = Graus de liberdade

1 **MODELAGEM DO USO DO HÁBITAT PELA BALEIA-DE-BRYDE, *Balaenoptera edeni*, NO SUDESTE DO BRASIL**

Resumo

Modelos de uso de habitat são ferramentas poderosas para entender as relações entre animais e o ambiente. Com o desenvolvimento dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG ou GIS, em inglês), modelos de uso de habitat têm sido crescentemente utilizados nas análises de dados ecológicos. Entretanto, modelos de uso de habitat frequentemente sofrem com especificações inapropriadas. Especificamente, o pressuposto de independência, que é importante para modelos estatísticos, pode ser violado quando as observações são coletadas no espaço. A Autocorrelação Espacial (SAC) é um problema em estudos ecológicos e deve ser corrigida. Este estudo apresenta a utilização de Modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais para investigar a distribuição de *Balaenoptera edeni* em Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil. Esta área de ressurgência é impactada por atividades humanas como turismo e atividades pesqueiras. Os dados foram coletados durante 77 saídas de barco entre Dezembro de 2010 a Agosto de 2014, e um modelo Poisson com autovetores espaciais indicou que a distribuição da baleia era influenciada pela Temperatura Superficial do Mar Mínima e Máxima. A distribuição observada nessa faixa de temperatura condiz com a faixa de ocorrência de *Sardinella brasiliensis* durante a desova (22° a 28°C). Esta região é importante como um local de reprodução para *S. brasiliensis* em águas brasileiras que é influenciada por águas frias, ricas em nutrientes, como as encontradas em Cabo Frio. Este estudo dá informações importantes sobre o uso de habitat de *B. edeni* para a região e é o primeiro a ser realizado no Oceano Atlântico, podendo contribuir para a conservação dessa espécie “Deficiente em Dados” (IUCN, 2014).

Palavras-chave: Arraial do Cabo; Balaenopteridae; Cetaceos; Modelos de distribuição; Autocorrelação espacial; Uso de habitat.

1.1 Introdução

A distribuição dos organismos pode ser um resultado de diferentes interações entre múltiplos agentes que existem simultaneamente em um espaço específico ao mesmo tempo. Os animais geralmente usam os habitats se ajustando às condições nas quais eles podem se reproduzir, se alimentar e/ou sobreviver (Powell, 2000). O entendimento dos processos que afetam a distribuição dos organismos é um importante componente para os planos de conservação e manejo (Redfern *et al.*, 2006). Avanços recentes em técnicas computacionais como os Sistemas de Informação Geográfica (SIG ou *GIS* em inglês) levaram a um rápido desenvolvimento dos modelos de distribuição (Redfern *et al.*, 2006). Estes modelos têm sido usados para investigar as relações entre os animais e o ambiente (e.g., Anderwald *et al.*; 2012, Weir *et al.*, 2012) e os seus resultados são frequentemente usados para a criação de áreas marinhas protegidas (e.g., planos de manejo) (Corkeron *et al.*, 2011). Muitos estudos, especialmente em países em desenvolvimento, usam um conjunto de saídas de barco, com um regime não sistemático, de modo a coletar o máximo de dados possível, para maximizar o custo-benefício do investimento. Tal abordagem, muitas vezes, leva ao surgimento da Autocorrelação Espacial (SAC). 21 25686733

Em muitas situações, uma alternativa óbvia é excluir muitos pontos de dados para conseguir um conjunto de dados independentes (Dormann *et al.*, 2007). Entretanto, para espécies “Deficientes em Dados”, a exclusão de medidas repetidas para as localizações espaciais podem excluir informações valiosas que podem ser usadas para ajudar na sua conservação (Harris *et al.*, 2008), como é o caso da baleia-de-Bryde, *Balaenoptera edeni*.

A baleia-de-Bryde é membro da família Balaenopteridae, assim como por exemplo as baleias-azuis (*Balaenoptera musculus*) e a baleia-minke comum (*Balaenoptera acutorostrata*). Ainda é incerta a situação taxonômica do complexo das baleias-de-Bryde, uma vez que ainda é motivo de debate as três espécies descritas *Balaenoptera edeni*, *Balaenoptera brydei* e *Balaenoptera omurai* (Kato e Perrin, 2008). As baleias-de-Bryde são balaenopterídeos de médio porte. Em geral, fêmeas podem alcançar cerca de 15,5m e são maiores que os machos. Há também evidências que sugerem que os stocks do hemisfério sul são maiores que os do hemisfério norte (Kato e Perrin, 2008). Identificar uma baleia como sendo dessa espécie é difícil na natureza e a característica mais diagnóstica para permitir essa diferenciação em relação a outras espécies de balenopterídeos é a presença de três cristas proeminentes no rostro (Figura 3).

Figura 3 - Visão anterior de um *Balaenoptera edeni* mostrando as três cristas longitudinais no rosto.



Foto: Israel S. Maciel, 2014

É considerada uma espécie de hábito alimentar oportunista e sua dieta consiste, principalmente, de pequenos peixes formadores de cardume, como sardinhas, anchovas e cavalinhas, dentre outros (Tershy, 1992; Siciliano *et al.*, 2004; Kato e Perrin, 2008). Usualmente também pode se alimentar de pequenos crustáceos como os eufasídeos e copépodos (Best, 1977; Kawamura, 1980). Esta espécie é uma das baleias menos conhecidas do mundo (Kato & Perrin, 2008). Em geral é avistada solitariamente ou em pequenos grupos de dois a três indivíduos, raramente ultrapassando sete indivíduos (Tershy, 1992; Kato e Perrin, 2008; Wiseman *et al.*, 2011). Sua distribuição varia desde 40°N a 40°S em oceanos tropicais e temperados, incluindo os oceanos Índico, Pacífico e Atlântico (Kato & Perrin, 2008). Comparada com outras espécies de ampla distribuição [*e.g.* baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*)], poucos estudos conseguiram com sucesso coletar dados sistematizados sobre *B. edeni* (*e.g.*, Zerbini *et al.*, 1997; Pastene & Ohsumi, 1998; Best, 2001; De Boer, 2010; Wiseman *et al.*, 2011; Pastene *et al.*, 2012; Weir *et al.*, 2012). O Sistema de Monitoramento de Mamíferos Marinhos – SIMMAM reflete a escassez dos dados para *B. edeni* na costa brasileira (SIMMAM, 2013). Apenas 88 registros de 1990 a 2014 foram documentadas para

toda a costa brasileira (mais de 8.000km) (SIMMAM, 2013). Entre esses registros, apenas 22 (26,1%) foram visualmente observadas e 73,9% foram de animais encalhados (SIMMAM, 2013). As avistagens de *B. edeni* próximas à costa são raras. Em um estudo conduzido no nordeste do Brasil, *B. edeni* foi o segundo cetáceo menos avistado e as poucas avistagens ocorreram além das isóbatas de 500m de profundidade (Andriolo *et al.*, 2010). Entretanto, este balaenopterídeo vem próximo à costa em algumas partes do Brasil, como a Laje de Santos e Cabo Frio (Gonçalves & Andriollo, 2006), onde o presente estudo foi realizado.

A distribuição de *B. edeni* próxima à costa permite uma oportunidade única para se coletar mais informações sobre esta baleia. A União Internacional para Conservação da Natureza considera esta espécie “Deficiente em Dados” (IUCN, 2013) e o Plano de Ação Nacional dos Grandes Cetáceos afirma que investigar os padrões de distribuição e subsequentemente designar áreas críticas para a conservação dessa espécie em águas brasileiras é muito importante (Rocha-Campos *et al.*, 2011). Estudos anteriores (*e.g.*, Wiseman *et al.*, 2011 e Weir *et al.*, 2012) demonstraram que *B. edeni* ocorre em diferentes profundidades, frequentemente distantes da costa. Entretanto, apenas poucos estudos construíram uma abordagem de modelos para investigar efetivamente como algumas variáveis influenciam a distribuição da espécie (Corkeron *et al.*, 2011; Forney *et al.*, 2012; Weir *et al.*, 2012). O presente estudo investiga a influência de variáveis fisiográficas e oceanográficas na distribuição de *B. edeni* nas águas de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil, usando um modelo generalizado linear com autovetores espaciais.

1.2 Resultados

O esforço total de coleta foi de 77 saídas de barco, nos quais foram realizadas 454,5 horas de esforço e 46,4 horas de observação direta (10,2%), onde 4.970km foram amostrados (Dezembro de 2010 a Novembro de 2012 e Fevereiro a Agosto de 2014). Um total de 35 avistagens de indivíduos de *B. edeni* foram observadas (com possíveis duplas contagens) durante 29 dias de avistagens (um total de 258 posições de GPS), exceto entre Agosto a Outubro, quando nenhum indivíduo foi avistado (Tabela 2).

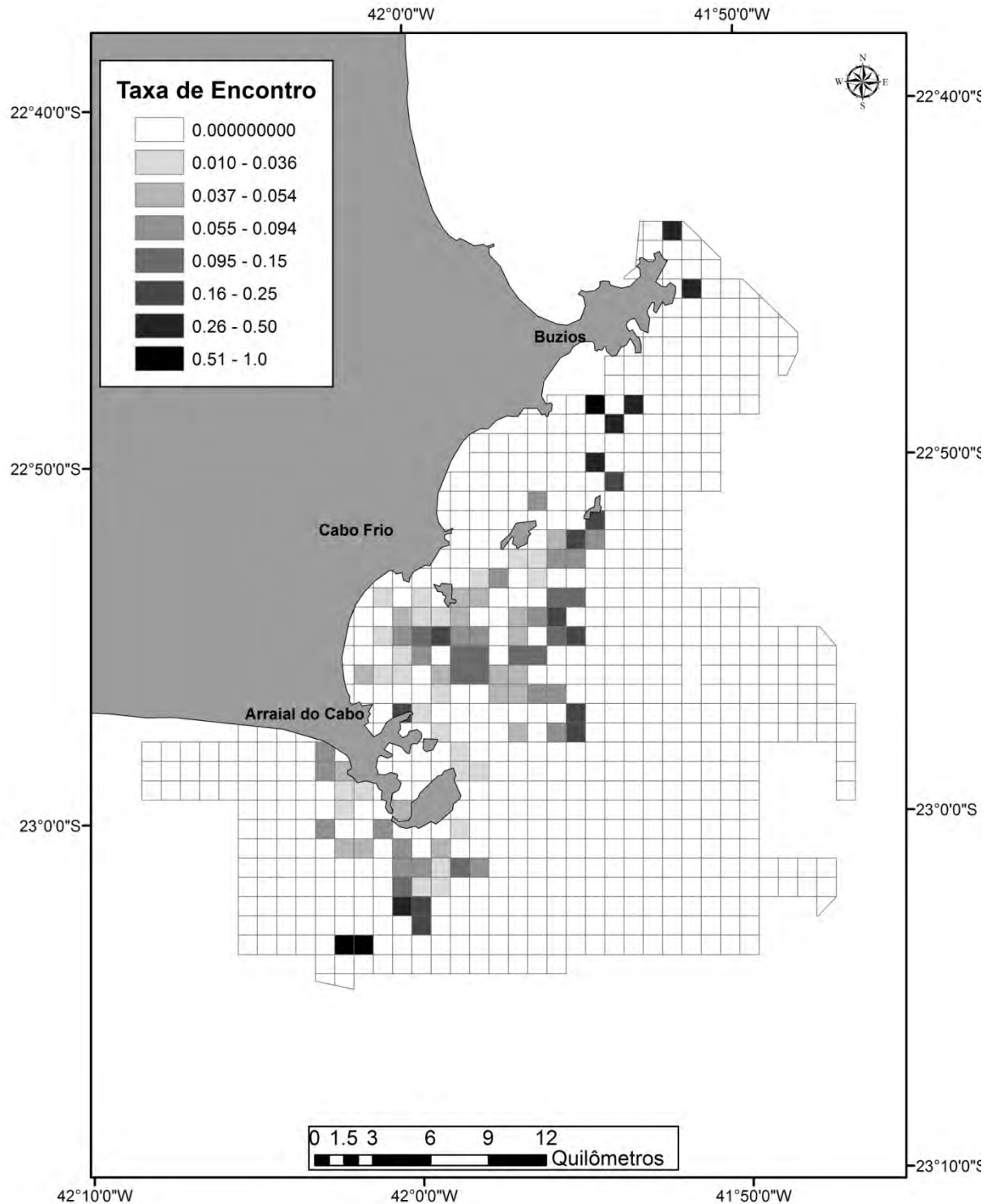
Tabela 2 - Resumo das ocorrências mensais de *Balaenoptera edeni* na costa de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil, para o período de Dezembro 2010- Novembro 2012 e Fevereiro-Agosto 2014.

Mês	Nº de avistagens	Nº de indivíduos	Nº de saídas de barco	Taxa de Encontro Mensal
Janeiro	1	1	4	0,25 (0,25)
Fevereiro	4	6	10	0,25 (0,6)
Março	2	5	10	0,20 (0,5)
Abril	2	6	7	0,29 (0,86)
Mai	6	10	10	0,6 (1,0)
Junho	2	2	10	0,2 (0,2)
Julho	1	1	8	0,12 (0,12)
Agosto	0	0	8	0
Setembro	0	0	4	0
Outubro	0	0	8	0
Novembro	4	6	10	0,4 (0,6)
Dezembro	5	9	5	1,0 (1,8)

Legenda: Taxa de Encontro Mensal = Numero de avistagens em um mês/numero de saídas de barco realizadas naquele mesmo mês. Os números em parênteses dentro da coluna da Taxa de Avistagem indicam a Taxa de Avistagem Mensal, porém usando indivíduos como unidade amostral.

A Taxa de Encontro total da baleia foi de 0,38 para todo o periodo amostrado, com observações mais frequentes em duas areas: próxima à Ilha de Cabo Frio e ao longo do largo de Cabo Frio (Figura 4).

Figura 4 – Taxas de Encontro de *Balaenoptera edeni* na costa de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil, dentro de grids de 1km².



Legenda: Taxa de encontro calculada como numero de indivíduos avistados em um determinado grid/numero de saídas de barco naquele grid.

As baleias foram avistadas em áreas com profundidades que variaram entre 17 e 100 m, distâncias da costa entre 0,2 e 7 km, TSM entre 19,33°C e 26,83°C e concentrações de clorofila de 0,21 a 39,8 mg m⁻³ km⁻¹ (Tabela 3)

Tabela 3 - Estatísticas descritivas da ocorrência de *Balaenoptera edeni* em relação a três variáveis explanatórias estudadas em Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil

Variáveis explanatórias	N	Média	Mediana	Desvio padrão
Profundidade (m)	730	44,8	39,5	19,86
Distância da costa(km)	730	1,9	1,4	1,9
Temperatura Superficial do Mar (°C)	730	22,7	22,2	2,4
Clorofila (mg m ⁻³ km ⁻¹)	730	2,9	1,4	4,3

O teste I de Moran indicou a existência de autocorrelação espacial (Moran I = 17,5; p<0,0001). Dos três diferentes modelos de SEVM-GLM e GLM (Tabela 4), o teste de verossimilhança máxima mostrou que a adição dos autovetores melhorou o ajuste do modelo e apresenta estimativas mais acuradas (p<0,001). Comparando-se o SEVM-GLM com o menor AIC e o GLM correspondente, notam-se diferenças nos valores dos coeficientes e na significância de cada variável (Tabela 5). O SEVM-GLM com o menor AIC indicou que a TSM mínima e TSM máxima foram as variáveis que influenciaram significativamente a distribuição de *B. edeni* (Tabela 5). O desvio-padrão da TSM influenciou marginalmente a distribuição das baleias (Tabela 5). O teste de partição hierárquica das variâncias indicou que a TSM mínima teve uma maior contribuição na explicação do modelo (Tabela 6). Em comparação, o GLM indicou que apenas a TSM máxima era estatisticamente significativa (Tabela 5). Em outras palavras, a ocorrência de *B. edeni* teve maior frequência onde a TSM mínima e máxima eram maiores (Figuras 5 e 6, respectivamente). Este modelo reteve quatro autovetores.

Tabela 4 - Modelos usados para testar o uso de habitat de *Balaenoptera edeni* em Cabo Frio, Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. O modelo em negrito é o mais parsimonioso e é demonstrado em detalhes.

Modelo	Variáveis	AIC	
		GLMs	SEVM-GLM
Fisiográfico	Profundidade + Distancia da Costa	594,5	538,7
Oceanográfico	TSM média + DP TSM + TSM mínima + TSM máxima + Clorofila média + Clorofila mínima	594,7	537,7
Fisiográfico + Oceanográfico	Profundidade + Distância da costa + TSM média + DP TSM + TSM mínima + TSM máxima + Clorofila média + Clorofila mínima	590,1	541,2

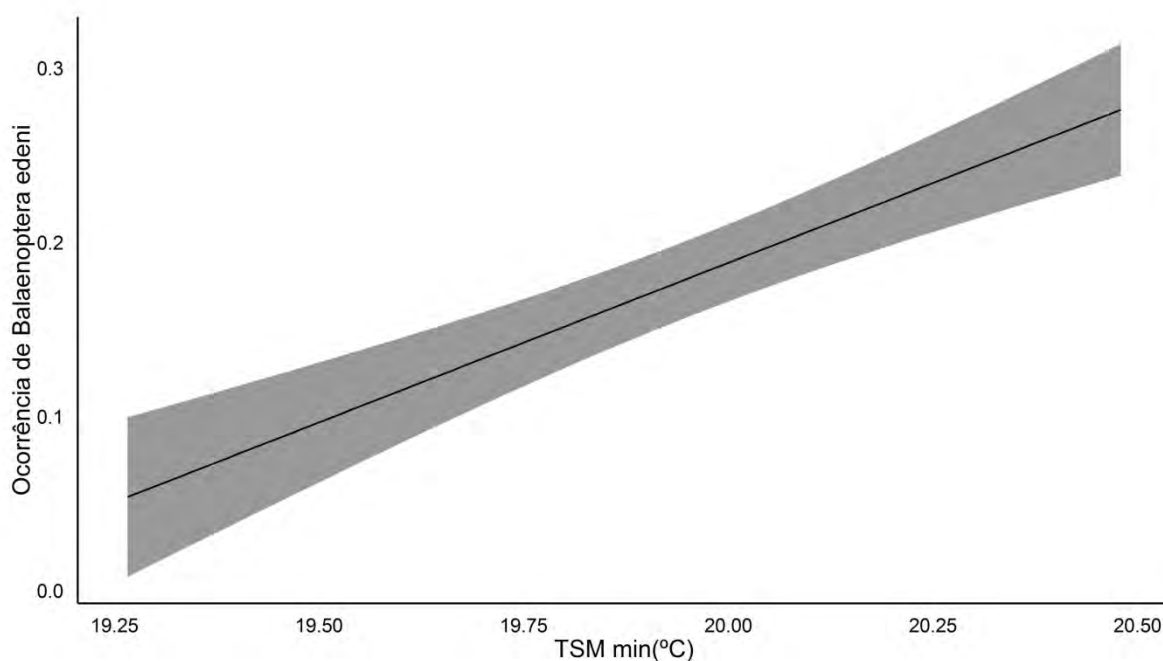
Tabela 5 - Comparação dos valores dos coeficientes e valores de p associado para o melhor modelo generalizado linear com autovetores espaciais e o seu correspondente modelo generalizado linear para *Balaenoptera edeni*. Valores em parênteses corresponde aos valores dos coeficientes do GLM.

Coeficientes	Estimativa	Erro padrão	Z	P
Intercept	-75,3 (-44,4)	17,9 (16,9)	-4,2 (-2,6)	<0,0001 (0,009)
TSM média	0,5 (0,06)	0,7 (0,6)	0,7 (0,09)	0,4 (0,9)
DP TSM	3,4 (1,8)	1,8 (1,6)	1,8 (1,2)	0,06 (0,2)
TSM mínima	1,3 (0,8)	0,5 (0,5)	2,7 (1,8)	0,006 (0,08)
TSM máxima	1,1 (0,8)	0,3 (0,3)	3,5 (3,0)	0,004 (0,002)
Clorofila média	0,2 (-0,07)	0,2 (0,3)	0,7 (-0,3)	0,5 (0,8)
Clorofila mínima	-0,3 (-0,8)	1,04 (1,0)	-0,3 (-0,8)	0,8 (0,4)
Autovetor 16	-7,6	2,4	-3,2	0,01
Autovetor 35	10,2	2,5	4,1	<0,0001
Autovetor 44	-14,4	3,4	-4,2	<0,0001
Autovetor 50	-5,5	2,2	-2,4	0,01

Tabela 6 - Importância relativa das variáveis significativas do modelo mais parsimonioso de *Balaenoptera edeni* em Cabo Frio, Rio de Janeiro. I = % de contribuição para explicação da variação do modelo de cada variável Oceanográfica realizada a partir da partição hierárquica.

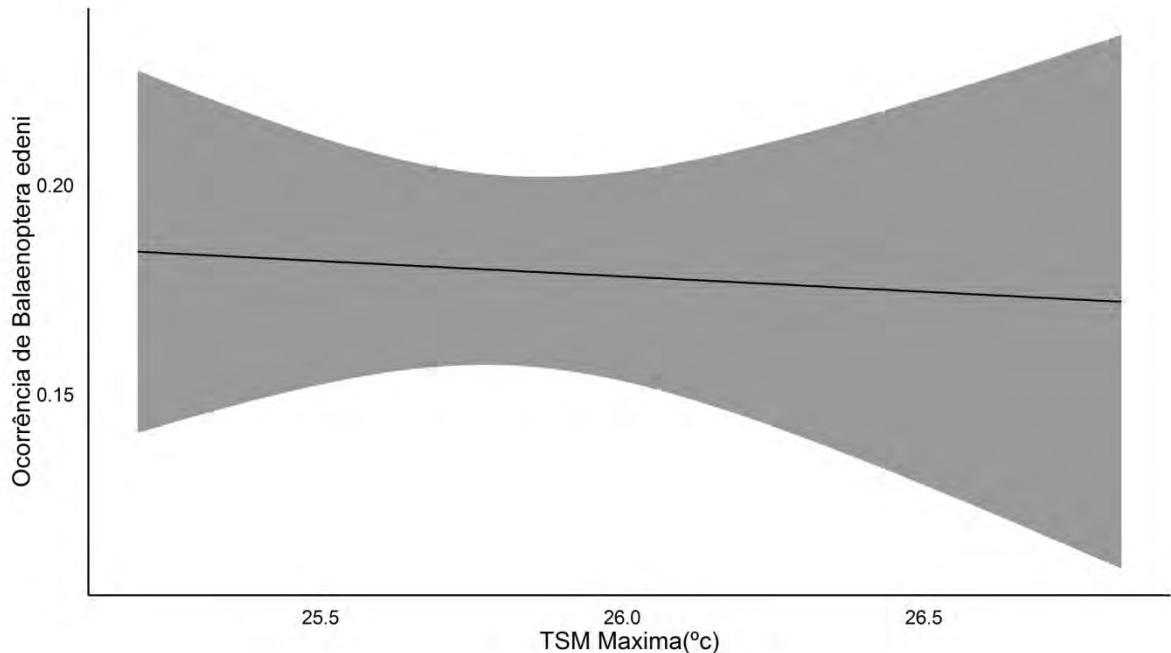
Variável	Rank de importância	I (%)
TSM mínima	1	66,4
DP TSM	2	34,8
TSM máxima	3	-1,2

Figura 5 - Representação gráfica da relação entre a variável explanatória Temperatura Superficial do Mar Mínima retida no modelo Generalizado Linear com autovetores Espaciais (SEVM-GLM) mais parsimonioso usando a ocorrência de *Balaenoptera edeni* como variável resposta na costa de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil



Nota: Áreas sombreadas representam o intervalo de confiança a 95%.

Figura 6 - Representação gráfica para a relação entre a variável explanatória Temperatura Superficial do Mar máxima retida no modelo Generalizado Linear com autovetores Espaciais (SEVM-GLM) mais parsimonioso usando a ocorrência de *Balaenoptera edeni* como variável resposta na costa de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil.



Nota: Áreas sombreadas representam o intervalo de confiança a 95%.

A predição feita com o melhor modelo indicou que as baleias-de-Bryde também podem ser encontradas com maior frequência próximo à Ilha de Cabo Frio e ao longo do largo de Cabo Frio (Figura 7). Em comparação, a predição do uso do habitat feita sem a correção dos autovetores indica menor relação com as ilhas (Figura 8). A Figura 9 mostra a combinação linear de todos os autovetores com seus valores dos coeficientes estimados. Este mapa mostra o padrão de autocorrelação espacial que não é explicado do GLM tradicional. O pseudo R^2 estimado para o melhor SEVM-GLM foi de 0,36.

Figura 7 – Predição do uso de habitat de *Balaenoptera edeni* usando o melhor modelo generalizado linear com autovetores em Cabo Frio, RJ

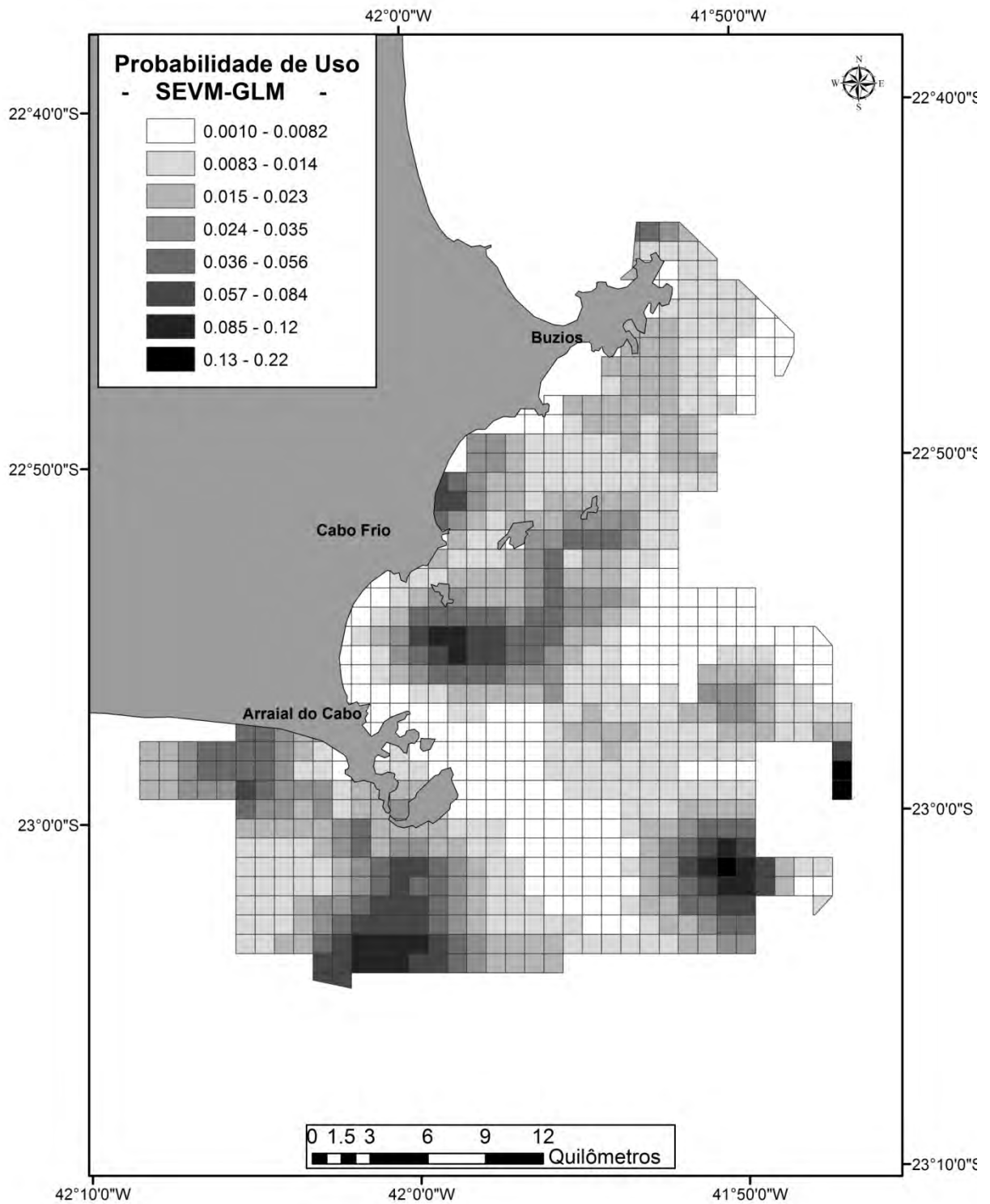


Figura 8 – Predição do uso de habitat de *Balaenoptera edeni* usando o melhor modelo generalizado linear em Cabo Frio, RJ

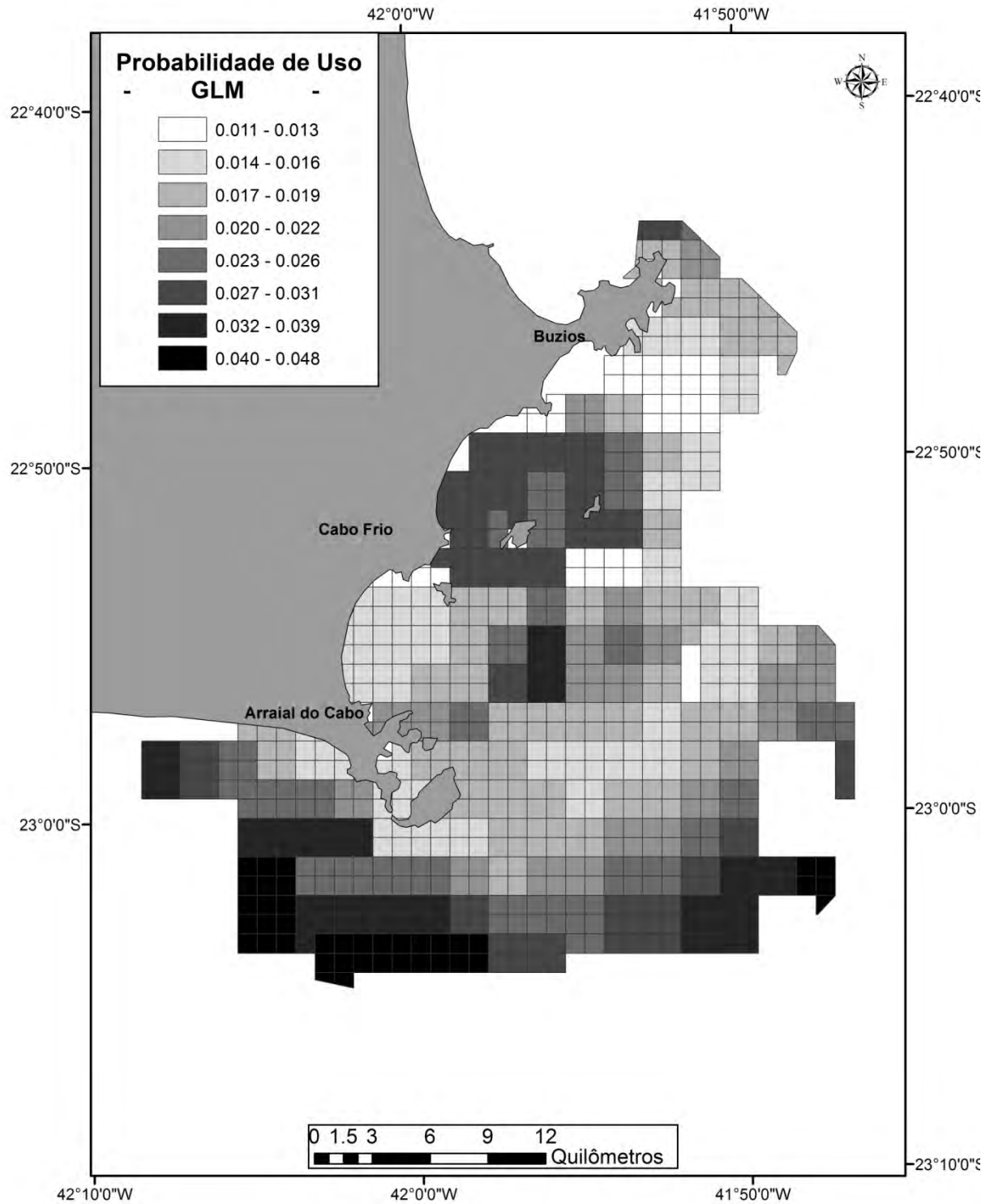
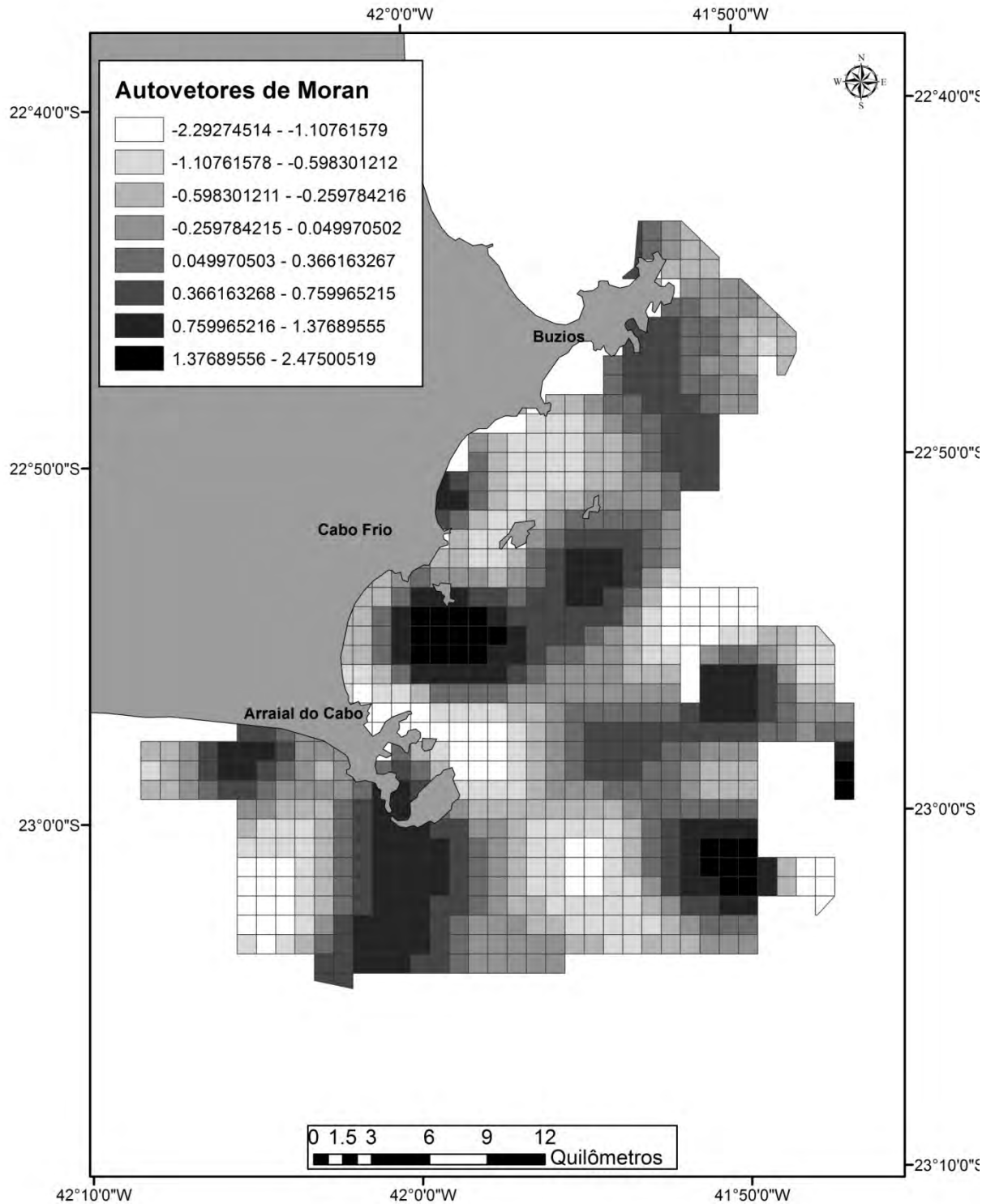


Figura 9 – Mapa da combinação linear dos quatro autovetores com os valores dos coeficientes estimados retidos no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais mais parsimonioso para *Balaenoptera edeni* em Cabo Frio, RJ, Brasil.



1.3 Discussão

O presente estudo é o primeiro a modelar a distribuição de *B. edeni* no Oceano Atlântico, corrigindo os efeitos da autocorrelação espacial e indicando os habitats preferidos utilizados por *B. edeni* ao longo da costa de Cabo Frio, no estado do Rio de Janeiro. Nesse capítulo, foi possível demonstrar diferenças nas estimativas dos coeficientes entre os SEVM-GLM e GLM, onde foi possível verificar que a TSM mínima só foi estatisticamente significativa depois da adição dos autovetores no modelo. Apesar da interpretação ecológica dos autovetores ser ainda questão de intenso debate, uma vez que estes são apenas expressões matemáticas complexas (Diniz-Filho e Bini, 2005), tem sido reportado na literatura que a adição destes autovetores tende a estabilizar os modelos e magnificar a importância relativa dos verdadeiros fatores que possam influenciar a distribuição de uma espécie (Diniz-Filho *et al.*, 2013). Além disso, a adição dos autovetores elimina o tendenciamento e possíveis erros na interpretação dos coeficientes no modelo, uma vez que os efeitos da autocorrelação espacial foram eliminados (Diniz-Filho e Bini, 2005). Quando as predições dos modelos com a correção para a autocorrelação espacial e sem a adição foram comparados, algumas diferenças puderam ser visualizadas. Sem a correção para autocorrelação, o uso dos habitats próximos as ilhas não são claramente evidenciados (Figura 8). Uma vez que os dados foram coletados a partir de uma amostragem não-sistemática e com pontos de ocorrência não-independentes, o uso das funções de filtragem espacial valida o conjunto de dados usado, que difere de outras abordagens de modelagem (*e.g.* GLM, GAM) (Legendre, 1993). Esta abordagem é crítica para dados autocorrelacionados, que resulta de um processo de coleta de dados específico. Dessa forma, o uso desse modelo permite uma maneira de desenvolver modelos com localização geográficas (GPS) sequenciais de uma espécie ou indivíduo, que pode fornecer uma ampla visão de como *B. edeni* usa a costa de Cabo Frio.

Os resultados demonstraram que as baleias foram mais frequentemente observadas em temperaturas que variaram entre 20,2°C a 26,5°C. A distribuição de *Balaenoptera edeni* pode estar correlacionada com distribuição de presas, especialmente aquelas de cardumes de sardinha, *Sardinella brasiliensis*, que estão incluídas em sua dieta (Siciliano *et al.*, 2004). Estes grandes cardumes de peixe podem influenciar a distribuição de *B. edeni*, particularmente porque grande predadores, como essas baleias, têm altos requerimentos energéticos e precisam estar constantemente forrageando (Costa, 2008). A distribuição observada das baleias nessa faixa de temperatura condiz com a faixa de ocorrência de *S.*

brasiliensis durante a desova (22° a 28°C – Gigliotti *et al.*, 2010). Esta região é importante também como um local de reprodução para *S. brasiliensis* em águas brasileiras (Saccardo & Wongtschowski, 1991). De fato, a ocorrência de *S. brasiliensis* é influenciada por águas frias, ricas em nutrientes, como as encontradas em Cabo Frio (Carbonel, 1998). O comportamento de forrageamento/alimentação pelas baleias foi observado na área em muitas situações (Maciel *et al.*, em prep.) (Figura 10). Nossa taxa de encontro mensal mostrou que *B. edeni* é mais frequentemente avistado de Abril a Maio (Tabela 2). Este período é o de pós-reprodução para *S. brasiliensis*, quando os maiores cardumes ocorrem (Paiva e Motta, 2000). Logo, o pico acoplado entre a ocorrência de *B. edeni* com *S. brasiliensis* parece corroborar nossos resultados. Nesse período, foram avistadas também fêmeas grávidas e lactantes na área, o que faz da região importante para *B. edeni* (Figueiredo *et al.* 2014). Padrões temporais de distribuição de *B. edeni* também foram reportados para outras regiões. Em águas do Gabão, *B. edeni* foi o balaenopterídeo mais frequentemente avistado e ocorreu principalmente nos meses de Maio a Julho, quando se alimentava principalmente de *Sardinella* sp. (De Boer, 2010).

Figura 10 - Baleia-de-Bryde, *Balaenoptera edeni*, se alimentando em Cabo Frio, RJ. É possível visualizar a boca aberta do indivíduo e as estruturas queratinizadas dentro da sua boca.



Foto: Israel Maciel, 2014.

Em outra área de ressurgência, no Golfo da Califórnia, USA, essas baleias foram observadas mais frequentemente no comportamento de alimentação e capturavam preferencialmente as sardinhas do Pacífico (*Sardinops sagax*) (Tershy, 1992). Na Baía de Plettensburgo, um importante local de alimentação de *B. edeni* na costa da África do Sul, a maior ocorrência foi no outono, que foi associada como migrações anuais de sardinhas em direção ao nordeste (Penry *et al.*, 2011).

Em um estudo que modelou a distribuição de *B. edeni* ao longo da costa de Oman usando-se SEVM-GLM encontrou que a distância da costa e a inclinação do relevo submarino foram as variáveis que influenciara sua distribuição (Corkeron *et al.*, 2011), contrário ao resultado apresentado neste capítulo. Entretanto, os autores não correlacionaram o uso do habitat da espécie com nenhuma variável oceanográfica. Na costa leste da África, entre o Gabão e Angola, a ocorrência de *B. edeni* foi fortemente correlacionada com a temperatura da água, sendo mais frequente em águas mais frias que 20,6°C (Weir *et al.*, 2012). Em um outro estudo realizado com uma espécie diferente de baleia mas da mesma família, a baleia fin, *Balaenoptera physallus*, no Mar Liguriano, foi observado que a ocorrência da espécie na área era predita pela temperatura superficial do mar (Azzellino *et al.*, 2008). Em um outro estudo conduzido na região de ressurgência da Galícia, Espanha, com diversas espécies de cetáceos, o modelo combinado de todas as espécies, incluindo *B. physallus* indicou relação positiva com altas concentrações de clorofila (Spyrakos *et al.*, 2013), contrário aos presentes resultados. Em um estudo conduzido em uma região de ressurgência no sul da Austrália com baleias-azuis, *Balaenoptera musculus*, TSM e concentração de clorofila foram importantes preditoras da distribuição da espécie na área, seguidas por profundidade e distância da costa (Gill *et al.*, 2011).

Entretanto, grande parte dos estudos de modelagem de uso de habitat ainda não incluem variáveis oceanográficas em seus modelos. Dessa forma, a maior parte dos trabalhos avaliam apenas variáveis fisiográficas no uso de habitat. Em um estudo realizado na costa do Reino Unido foi usado um modelo generalizado aditivo para investigar a distribuição da baleia-minke antártica (*Balaenoptera acutorostrata*) (Anderwald *et al.*, 2012). Os resultados demonstraram que as variáveis selecionadas pelo melhor modelo foram Profundidade e Inclinação do Relevo (Anderwald *et al.*, 2012). Em um estudo realizado na Columbia Britânica e águas adjacentes (USA/Canada), GAMs foram utilizados para investigar a distribuição da baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) (Dalla-Rosa *et al.*, 2012). Estes autores reportaram que a profundidade, a inclinação do relevo e a distância às isóbatas de 100m foram significantes. Estes estudos supracitados todos selecionaram a profundidade

como uma variável explanatória significativa. Na presente tese, o melhor modelo selecionado pelo critério de AIC não possuía nenhuma variável fisiográfica e portanto profundidade ou distância da costa não foram retidas no modelo final. Entretanto, nos modelos que continham variáveis fisiográficas (modelo fisiográfico e modelo fisiográfico + Oceanográfico) nem a profundidade ou a distância da costa foram variáveis estatisticamente significativas. Dado que o presente estudo é o primeiro a modelar a distribuição de *B. edeni* em águas do Atlântico, mais estudos que modelem a distribuição dessa espécie pode nos ajudar a entender se este é um padrão geral para *B. edeni* ao longo de sua distribuição ou se há características intrínsecas de cada microhabitat nas águas do Atlântico que podem influenciar cada população separadamente. Tais características podem estar relacionadas com a escala do estudo e devem ser investigadas.

Apesar das 29 avistagens ser um número pequeno para a construção de um modelo de uso de hábitat, até o presente não há nenhum modelo para as baleias-de-Bryde no oceano Atlântico. Nossos resultados, focados nas águas de Cabo Frio, são um importante primeiro passo em direção ao entendimento de como algumas variáveis oceanográficas podem moldar a distribuição de *B. edeni* ao longo da costa Brasileira. Isso se torna particularmente importante uma vez que são pouco frequentes as avistagens de *B. edeni* na costa brasileira (SIMMAM, 2013) e as águas de Cabo Frio oferecem uma oportunidade para a coleta de dados sobre essa espécie sem a necessidade de cruzeiros oceânicos. Além disso, resultados de monitoramento contínuo sobre a fidelidade de área da espécie na área indicam que alguns indivíduos estão sendo recorrentemente vistos na área (mínimo de 1 e máximo de 1.113 dias) (Figueiredo *et al.* no prelo). Também no resto do mundo *B. edeni* não é uma espécie comumente avistada e o número de avistagens, em geral, é baixo. No estudo de Corkeron *et al.* (2011) eles tiveram apenas 15 avistagens de *B. edeni* e usaram estas informações para criar um modelo de distribuição que ajudará a entender os efeitos do ambiente sobre a distribuição da baleia e poderá ser usado para o planejamento para a conservação da espécie na costa de Oman. Além disso, uma das vantagens em se usar modelos de distribuição é que eles sempre podem ser melhorados, reajustados, adicionando-se novas avistagens e variáveis ambientais (Cañadas *et al.*, 2005), aumentando nosso conhecimento sobre como os animais usam o ambiente.

As águas de Cabo Frio representam o segundo ponto turístico mais visitado nas águas do estado do Rio de Janeiro, onde mais de um milhão de turistas se reúnem nos feriados (PMCF, 2014). Dado a grande transparência das águas no local e as belezas de suas praias, o turismo com embarcações é intenso no local e a área é utilizada para mergulho, pescaria

recreativa por barcos de pequeno, médio e grande porte. Além disso, a pesca comercial também é uma atividade forte na região. Estes fatores, em conjunto, representam sérias ameaças para os indivíduos de *B. edeni* que usam a área para diversos fins. Por exemplo, as baleias podem colidir com as embarcações, evitar algumas áreas dado o intenso tráfego de embarcações e/ou aumentar seu gasto energético por causa do intenso ruído subaquático. Apesar de parte da área de estudo estar incluída em uma área marinha protegida, não há até o presente, um plano de manejo que regule especificamente a quantidade de embarcações, quais áreas podem ser utilizadas e para que propósitos. Dessa forma, os resultados apresentados aqui podem ser importantes para os tomadores de decisão e ajudar a incluir essa espécie em seus futuros planos conservacionistas.

A realização de outros estudos como este, que constrói modelos espaciais que corrigem para os resíduos autocorrelacionados, irá aumentar nosso conhecimento atual sobre a distribuição dessa espécie “Deficiente em Dados”. Além do mais, a combinação de mais saídas de barco na região para a construção de modelos sazonais e anuais podem trazer mais detalhes de como a sazonalidade pode influenciar o uso de habitat dessa espécie. A inclusão de outras variáveis oceanográficas (por exemplo, correntes marinhas, mistura de massas d’água) que possam melhorar o presente modelo e conseqüentemente, aumentar nosso conhecimento sobre quais fatores ambientais podem estar influenciando o uso do hábitat por essa espécie também podem ser importantes.

2 O USO DA ANÁLISE DE AUTOVETORES ESPACIAIS PARA MODELAR DADOS AUTO-CORRELACIONADOS: UM ESTUDO DE CASO PARA A CONSERVAÇÃO DO GOLFINHO NARIZ-DE-GARRAFA, *Tursiops truncatus*, PARA CABO FRIO, RIO DE JANEIRO.

Resumo

A maioria dos estudos com cetáceos conduzidos em países em desenvolvimento coletam o máximo possível de dados para justificar o alto custo de cada saída de barco. Uma consequência dessa abordagem, é a presença da Autocorrelação Espacial, um problema comum em estudos ecológicos. O objetivo desse capítulo foi testar uma abordagem que pode melhorar a inferência baseada em modelos de dados coletados de forma não-sistemática, usando o golfinho nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, no Rio de Janeiro, como um estudo de caso. Em águas brasileiras nenhum modelo foi desenvolvido para investigar a influência das variáveis ambientais em sua distribuição no Oceano Atlântico sudoeste. Os dados foram coletados em Cabo Frio, Rio de Janeiro, e um Modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais (SEVM-GLM) foi usado para investigar a ocorrência dos golfinhos em relação à profundidade, distância da costa, temperatura superficial do mar e concentração de clorofila. O melhor modelo indicou que a Temperatura Superficial do Mar (TSM) média, mínima e o desvio-padrão da temperatura influenciaram o uso de habitat de *T. truncatus*. Além disso, a concentração mínima de clorofila também foi um fator a influenciar o uso de habitat de *T. truncatus*. De acordo com o modelo, *T. truncatus* foi encontrado com maior frequência em temperaturas baixas e onde as concentrações de clorofila mínima eram as maiores. Este é o primeiro estudo a modelar a distribuição de *Tursiops truncatus* corrigindo para a Autocorrelação Espacial nas águas do Atlântico Sul e mapear a o uso de habitat da espécie dentro de uma área marinha protegida de intensa atividade turística. Neste capítulo, é demonstrado explicitamente que a abordagem usando o SEVM-GLM teve um melhor ajuste do que um GLM padrão para dados coletados de forma não-sistemática e aleatória. Sob essa perspectiva, foi demonstrado que muitos dados que não se ajustariam a modelos de distribuição padrões, como GLM ou Modelos Generalizados Aditivos (GAM), podem e devem ser usados para modelar. Esta abordagem, portanto, pode ajudar a demonstrar que é possível usar dados de distribuição não-sistemática para produzir um modelo de distribuição que pode ajudar a criar e/ou maximizar a eficiência de uma área marinha protegida.

Palavras-chave: Filtros espaciais, Autovetores de Moran, Autocorrelação espacial, Cetáceos, Odontocetos, Arraial do Cabo, Modelo de distribuição, Modelo de uso de habitat.

2.1 Introdução

Os cetáceos são encontrados em diferentes ambientes marinhos e sua distribuição pode depender de fatores físicos (*e.g.* topografia), oceanográficos (*e.g.* correntes oceânicas) e biológicos (*e.g.* distribuição das presas) (Forcada, 2008). Tem sido uma tarefa desafiadora investigar a distribuição dos cetáceos dada a sua alta mobilidade, complexa estrutura social e interações com diferentes componentes do ecossistema (Redfern *et al.*, 2006). Estes fatores têm intrigado os pesquisadores da área de cetáceos por muitos anos.

Como uma consequência, a maioria dos estudos com cetáceos conduzidos em países em desenvolvimento, coletam o máximo possível de dados (*e.g.* foto-identificação, comportamento, vocalizações e localizações geográficas) para justificar o elevado custo financeiro de cada saída de barco. Nestas situações, é uma prática comum seguir os grupos ou indivíduos das espécies realizando rotas não-sistemáticas até que todos esses dados estejam satisfatoriamente coletados. Entretanto, esse tipo de abordagem não segue alguns pressupostos que a maioria das modelagens de distribuição necessitam (*e.g.* dados não correlacionados e independentes). Dessa forma, dados coletados de forma não-sistemática e aleatória incorrem em uma estrutura de autocorrelação espacial que precisam ser corrigidos, de forma que possam produzir modelos viáveis e robustos.

Uma abordagem simples para evitar o problema de autocorrelação espacial é excluir alguns pontos de GPS até que a estrutura autocorrelacionada desapareça. Entretanto, ao se excluir localizações geográficas muitas informações importantes podem se perder e/ou distorcer os resultados, dificultando os esforços para a conservação dos cetáceos.

Uma das ferramentas mais poderosas para tratar desses problemas é o Mapeamento Espacial por Autovetores que usa uma função de filtragem de Moran para remover a autocorrelação espacial dos resíduos ao se adicionar autovetores a um Modelo Generalizado Linear (Griffith e Peres-Neto, 2006). A correção para a estrutura de autocorrelação não é comum nos estudos de modelagem de distribuição de cetáceos (*e.g.* Corkeron *et al.* 2011, Pirotta *et al.* 2011, Bailey *et al.* 2013). Dessa forma, muitas relações entre os cetáceos e o ambiente ainda são pouco conhecidas, inclusive para espécies mundialmente estudadas como o golfinho nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*.

Tursiops truncatus é um golfinho da família Delphinidae. Apresenta porte médio, corpo robusto, com uma nadadeira dorsal moderadamente falcada e uma coloração que pode variar de cinza-claro para cinza-escuro, em alguns casos, com uma clara demarcação entre o melão e o rosto curto (Wells e Scott, 2008) (Figura 11).

Figura 11 - Grupo de golfinhos nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, em Cabo Frio, RJ.



Fonte: WELLS ; SCOTT, 2008

Em geral, o comprimento do corpo dos adultos pode variar de 2,5 m a 3,8 m (Wells e Scott, 2008). De acordo com a literatura parece haver uma diferenciação morfológica e ecológica entre os ecótipos costeiros e oceânicos, no qual os primeiros, em geral, são menores e de coloração mais clara que os oceânicos. O tamanho dos grupos podem variar de dois a várias centenas de indivíduos, onde o ecótipo costeiro apresenta tamanhos de grupos menores, enquanto os oceânicos grupos maiores (Lodi e Borobia, 2013). Sua dieta é variada e oportunista se alimentando em geral da presa mais abundante localmente (Barros e Odell, 1990; Wells e Scott, 2008; Pate e McAfee, 2012). Suas estratégias alimentares são variadas, como por exemplo captura individual de peixes demersais usando esponjas como ferramentas (Smolker *et al.*, 1997) e a caça em grupo com diferenciação de papéis (Gazda *et al.*, 2005). É reportada também pesca cooperativa com pescadores (Pryor *et al.*, 1990; Simões-Lopes *et al.*, 1998).

Tursiops truncatus possui uma distribuição ampla e ocorre em águas tropicais, subtropicais e temperadas entre as coordenadas 45°N e 45°S (Wells e Scott, 2008). *T. truncatus* é uma das espécies de delfínidos mais conhecidas ao redor do mundo, e algumas populações continuamente monitoradas por longos períodos de tempo [*e.g.* Shark Bay (Connor *et al.*,

2000) e Sarasota Bay (Wells, 1991)].

Em águas brasileiras, sua distribuição varia continuamente do Amapá ao Rio Grande do Sul (IBAMA, 2001), mas poucas informações sobre seus aspectos ecológicos e comportamentais são conhecidas (*e.g.*, Flores e Fontoura, 2006; Wedekin *et al.*, 2008; Fruet *et al.*, 2011; Daura-Jorge *et al.*, 2012; Daura-Jorge *et al.*, 2013). Os padrões de distribuição da espécie em águas brasileiras são relativamente desconhecidos, com algumas exceções como o arquipélago de São Pedro e São Paulo (Moreno *et al.* 2009)) no arquipélago das Cagarras (Lodi *et al.*, 2008). O presente estudo é o primeiro a modelar a distribuição de *T. truncatus* com variáveis ambientais no sudoeste do Oceano Atlântico.

O Plano de Ação Nacional de Pequenos Cetáceos proposto pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) determina que um importante objetivo para a conservação de *T. truncatus* em águas brasileiras é investigar melhor os padrões de distribuição da espécie (ICMBio, 2011). Portanto, o objetivo deste capítulo foi testar uma abordagem que pode melhorar a inferência baseada nos modelos de dados coletados de forma não-sistemática e aleatórios, usando *T. truncatus* no Rio de Janeiro, como um estudo de caso.

2.2 Resultados

Setenta e nove saídas de barco (454,5 horas de esforço e 31,3 horas de observação direta) foram realizadas entre Dezembro de 2010 a Novembro de 2012 e Fevereiro a Agosto de 2014 . Foram realizadas um total de catorze avistagens (total de 104 localizações geográficas no GPS) de diferentes grupos de *T. truncatus* entre Dezembro de 2010 a Agosto de 2014. Entretanto, nenhum indivíduo foi avistado nos meses de Maio, Setembro, Outubro e Novembro (Tabela 7).

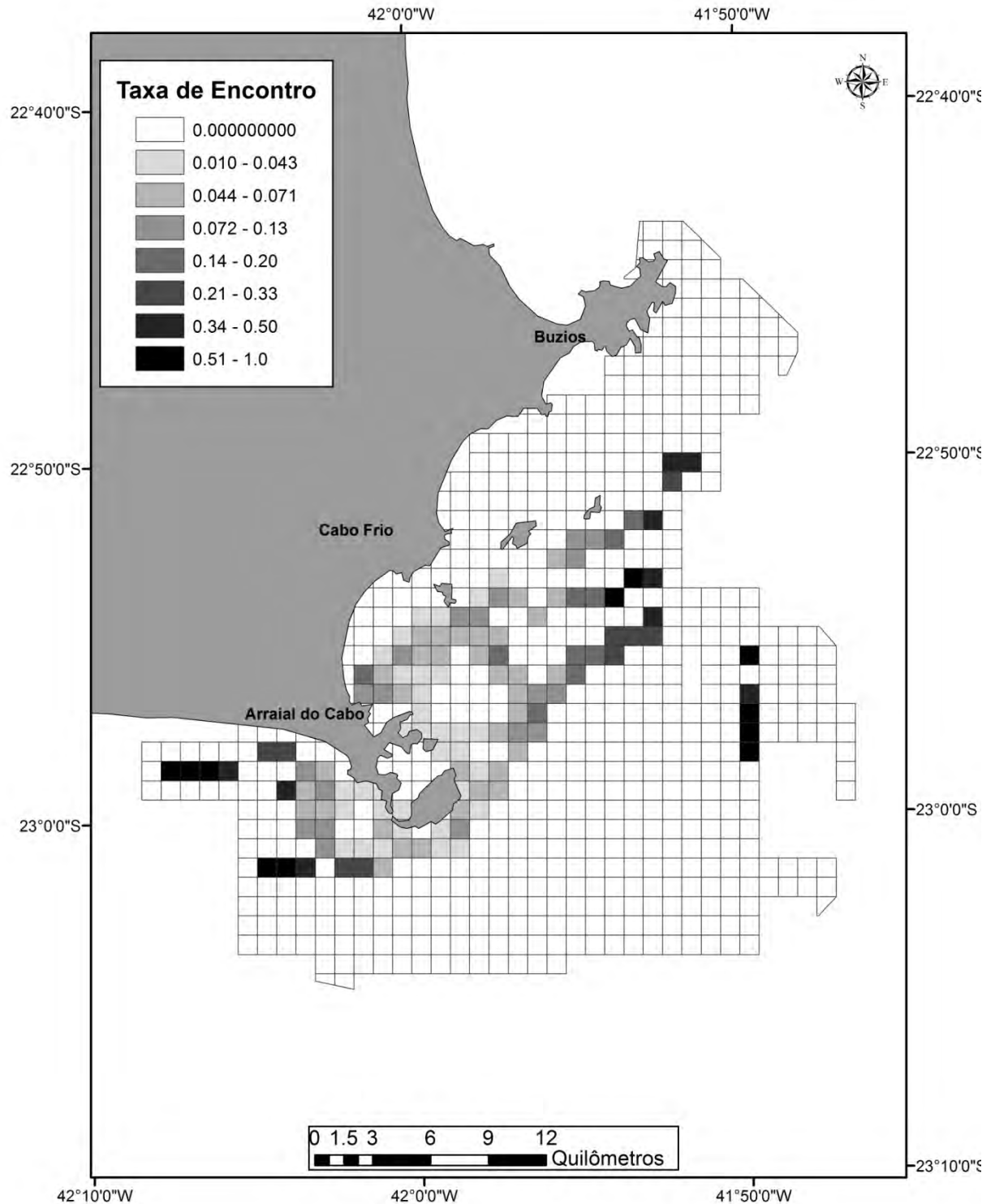
Tabela 7 - Ocorrência de *Tursiops truncatus* na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil, demonstrada em meses de 2010 a 2014.

Mês	Nº de indivíduos	Nº de avistagens	Nº de saídas	Taxa de encontro mensal*
Janeiro	5	1	4	0,5
Fevereiro	63	4	10	0,5
Março	100	2	10	0,33333
Abril	75	1	7	0,14286
Maio	0	0	10	0
Junho	40	3	10	0,25
Julho	35	1	8	0,16667
Agosto	180	2	8	0,33333
Setembro	0	0	4	0
Outubro	0	0	8	0
Novembro	0	0	10	0
Dezembro	120	1	5	0,25

Legenda: *Taxa de encontro mensal = número de avistagens em um dado mês/ número de saídas de barco realizadas no mesmo mês

A taxa de avistagem total dos golfinhos durante o período de estudo foi 0,19 com observações mais frequentes dos indivíduos próximo a algumas ilhas da costa de Cabo Frio (Figura 12).

Figura 12 – Taxas de encontro de *Tursiops truncatus* na costa de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brazil, mostrado em grids de 1x1km².



Legenda: Taxas de encontro calculadas como o numero de grupos avistados em cada grid / numero de saídas de barco que passaram por aquele grid.

Durante o estudo, os golfinhos foram avistados em profundidades que variaram de 9,5 m a 87 m, em distâncias da costa de 0,3 km a 13,9 km, TSM entre 19,2 °C a 26,6 °C e concentrações de clorofila de 0,2 a 39,9 mg m⁻³ km⁻¹ (Tabela 8).

Tabela 8 - Estatísticas descritivas da ocorrência de *Tursiops truncatus* em relação às variáveis explanatórias em Cabo Frio, RJ, Brasil.

Variáveis explanatórias	N	Média	Mediana	Desvio padrão
Profundidade (m)	126	44,9	44	13,6
Distância da costa(km)	126	2,4	1,6	2,7
Temperatura Superficial do Mar (°C)	126	22,7	22,2	2,4
Clorofila (mg m ⁻³ km ⁻¹)	126	3,4	1,4	6,4

O teste I de Moran indicou a existência de autocorrelação espacial (Moran I = 20,9; p < 0,0001). Foram criados três modelos SEVM-GLM e GLM com combinações distintas usando-se as variáveis explanatórias descritas (Tabela 9). De acordo com os testes de verossimilhança, a adição dos autovetores produziram estimativas mais confiáveis do que o GLM padrão (p < 0,001). Comparando-se o SEVM-GLM com o menor AIC e o GLM correspondente, notam-se diferenças nos valores dos coeficientes e na significância de algumas variáveis (Tabela 10). O modelo com melhor ajuste indicou que apenas a variável TSM máxima não influenciou significativamente a distribuição de *T. truncatus* (Tabela 10) e que a variável TSM média foi a mais significativamente associada com o uso de habitat de *T. truncatus* (Tabela 11). Em comparação, o GLM correspondente indicou que TSM máxima, mínima e o desvio-padrão da TSM não eram estatisticamente significativos (Tabela 10).

Tabela 9 - Modelos usados para testar a distribuição espacial de *Tursiops truncatus* em Cabo Frio, RJ, Brasil. O modelo em negrito é o com melhor ajuste.

Modelo	Variáveis	GLMs	AIC	
				SEVM-GLM
Fisiográfico	Profundidade + Distancia da Costa	705,4		651,6
Oceanográfico	TSM média + DP TSM + TSM mínima + TSM máxima + Clorofila média + Clorofila mínima	692,3		616,3
Fisiográfico + Oceanográfico	Profundidade + Distância da costa + TSM média + DP TSM + TSM mínima + TSM máxima + Clorofila média + Clorofila mínima	674,3		619,2

Tabela 10 - Comparação dos valores dos coeficientes e valores de p associado para o melhor modelo generalizado linear com autovetores espaciais e o seu correspondente modelo generalizado linear para *Tursiops truncatus*. Valores em parênteses corresponde aos valores dos coeficientes do GLM.

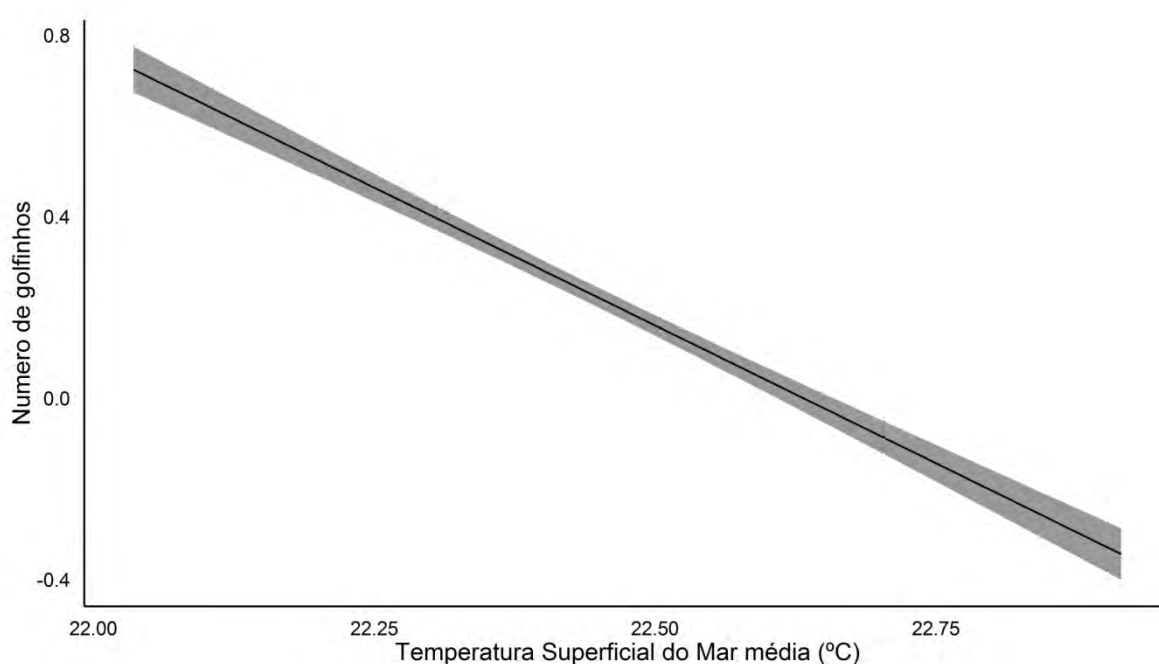
Coefficientes	Estimativa	Erro padrão	Z	p
Intercept	157,8 (28,7)	22,8 (14,8)	6,9 (1,9)	<0,0001 (0,05)
TSM média	-5,9 (-1,6)	0,8 (0,6)	-7,3 (-2,9)	<0,0001 (0,003)
DP TSM	-2,7 (0,1)	1,5 (1,5)	-1,7 (0,08)	0,08 (0,9)
TSM mínima	-1,6 (-0,3)	0,4 (0,4)	-4,3 (-0,7)	<0,0001 (0,4)
TSM máxima	0,3 (0,4)	0,2 (0,3)	1,5 (1,5)	0,1 (0,1)
Clorofila mínima	-4,0 (-2,5)	0,8 (1,0)	-3,8 (-2,6)	<0,0001 (0,009)
Clorofila média	0,8 (0,6)	0,2 (0,2)	3,9 (2,8)	<0,0001 (0,005)
Autovetor 10	13,7	2,2	6,1	<0,0001
Autovetor 21	10,2	2,5	4,1	<0,0001
Autovetor 33	6,9	2,6	2,7	0,007
Autovetor 55	5,9	2,3	2,5	0,01
Autovetor 76	9,4	2,7	3,5	<0,0001
Autovetor 125	-8,9	3,2	-2,8	0,005
Autovetor 131	7,0	2,0	3,5	<0,0001

Tabela 11 - Importância relativa das variáveis significativas do modelo mais parsimonioso para *Tursiops truncatus* em Cabo Frio, Rio de Janeiro.

Variável	Rank de Importância	I (%)
TSM Média	1	90,5
Clorofila média	2	4,9
Clorofila mínima	3	3,7
TSM mínima	4	1,0
DP TSM	5	-0,1

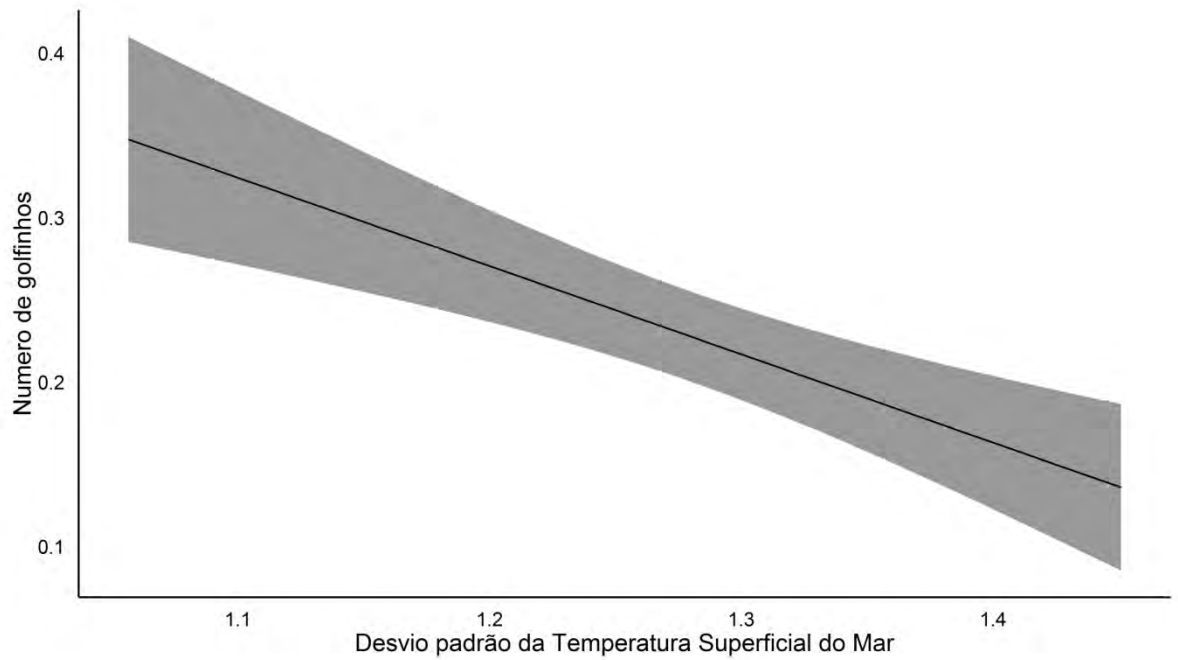
De acordo com o modelo, a ocorrência dos golfinhos foi mais frequente em TSM baixas (Figura 13).

Figura 13 – Representação gráfica da variável explanatória Temperatura Superficial do Mar média significativa retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de *Tursiops truncatus* como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.



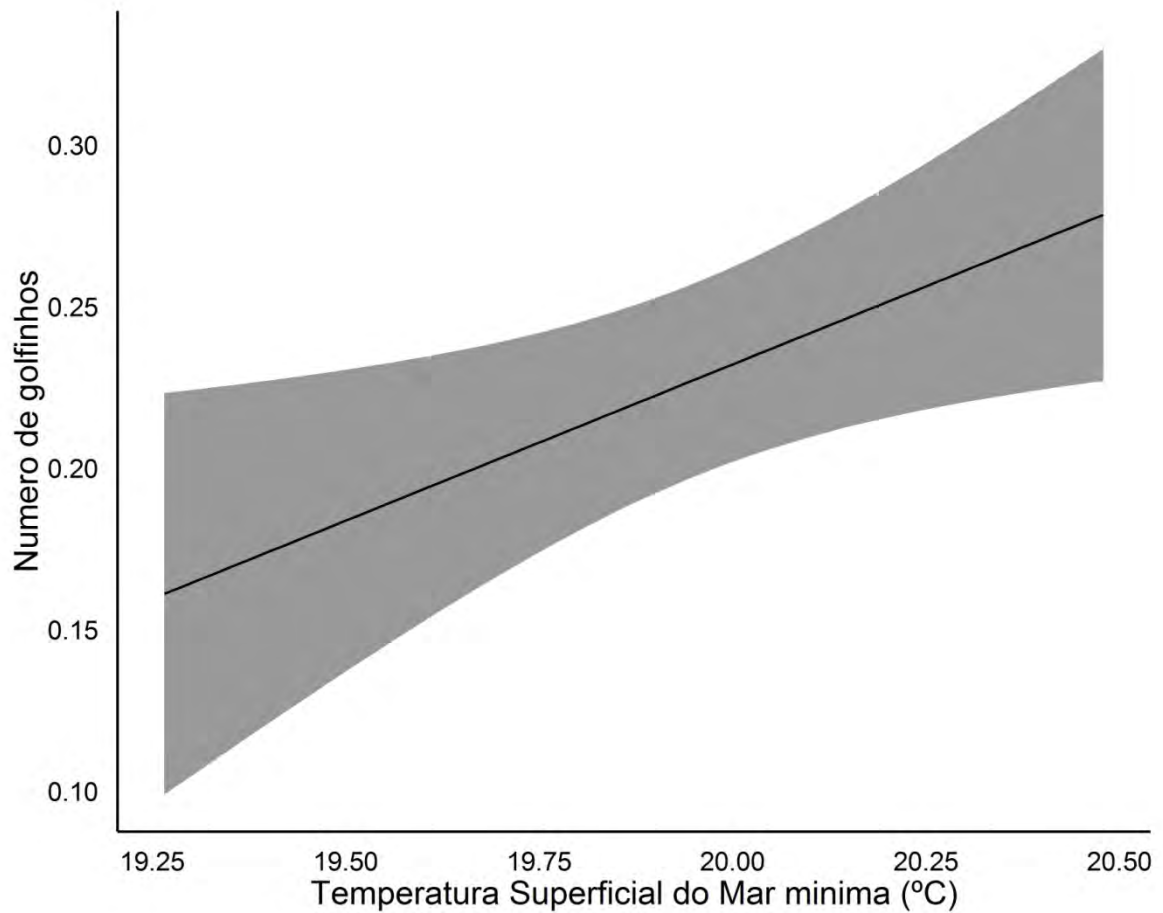
Em relação a variabilidade encontrada na TSM, a ocorrência de *T. truncatus* era maior em graus menores do desvio-padrão (Figura 14).

Figura 14 - Representação gráfica da variável explanatória Desvio Padrão da Temperatura Superficial do Mar significativa retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de *Tursiops truncatus* como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil



Quando investigada a influência da variável TSM mínima, a ocorrência de *T. truncatus* aumentou conforme a TSM mínima aumentava (Figura 15).

Figura 15 - Representação gráfica da variável explanatória Temperatura Superficial do Mar mínima significativa retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de *Tursiops truncatus* como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.



Em relação à influência da concentração de Clorofila Mínima e Clorofila média, a ocorrência de *T. truncatus* aumentou conforme estas aumentavam (Figuras 16 e 17).

Figura 16 – Representação gráfica da variável explanatória Concentração de Clorofila Mínima significativa retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de *Tursiops truncatus* como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.

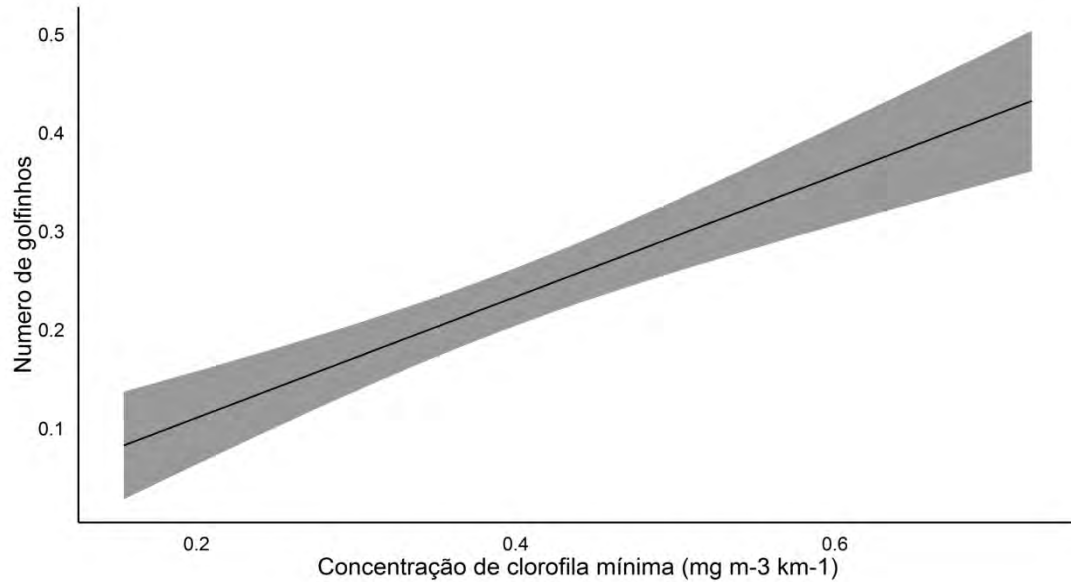
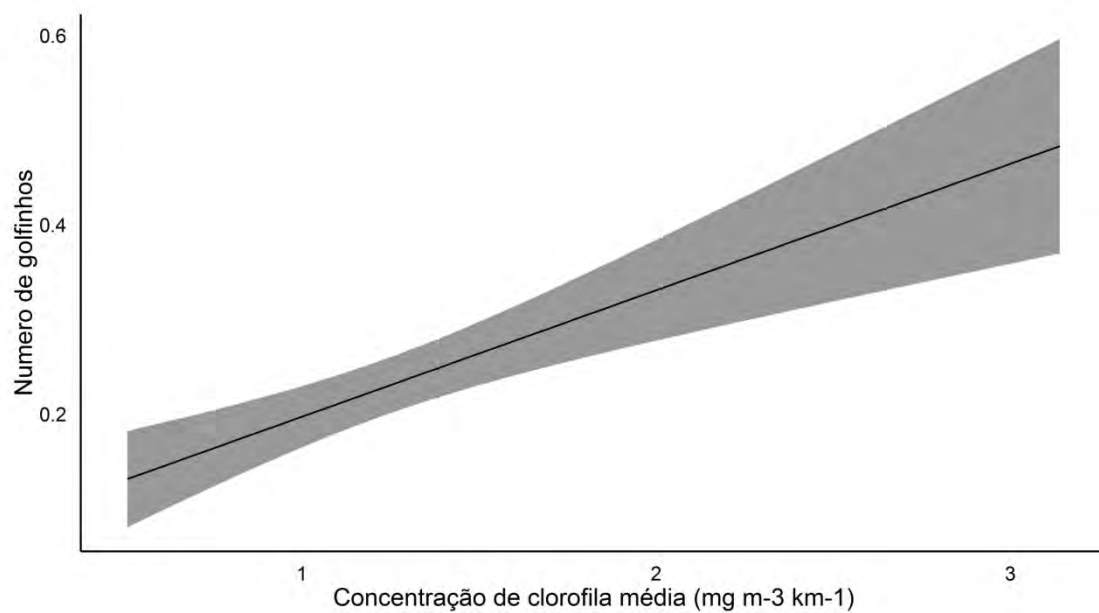


Figura 17 - Representação gráfica da variável explanatória Concentração de Clorofila média significativa retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de *Tursiops truncatus* como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.



Quando mapeado, o modelo indicou que as maiores taxas de encontro estavam próximas às ilhas ao redor do município de Cabo Frio e em Arraial do Cabo próximo à Praia Grande (Figura 18). Sem o ajuste da autocorrelação espacial, a predição do modelo correspondente ao melhor modelo com autovetores, indicou um padrão mais espalhado de uso de habitat (Figura 19). O modelo com o menor valor de AIC reteve sete autovetores (Tabela 10). Um mapa mostrando a combinação linear dos autovetores é apresentado na Figura 20. Os calculos da estimativa do pseudo- R^2 do modelo com o melhor ajuste foi de 0,41.

Figura 18 – Predição do uso de habitat de *Tursiops truncatus* usando o melhor modelo generalizado linear com autovetores em Cabo Frio, RJ

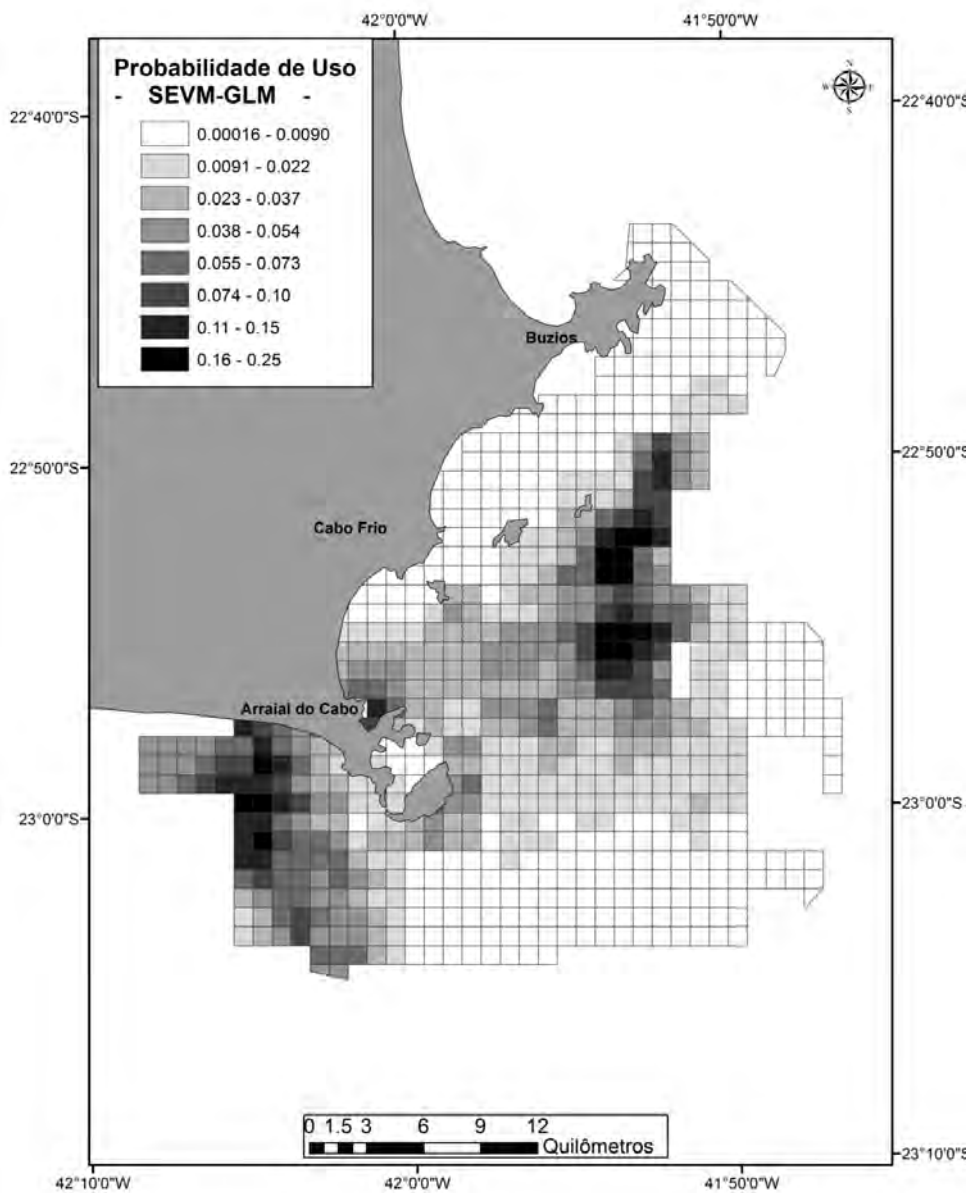


Figura 19 – Predição do uso de habitat de *Tursiops truncatus* usando o modelo generalizado linear correspondente ao melhor SEVM-GLM em Cabo Frio, RJ

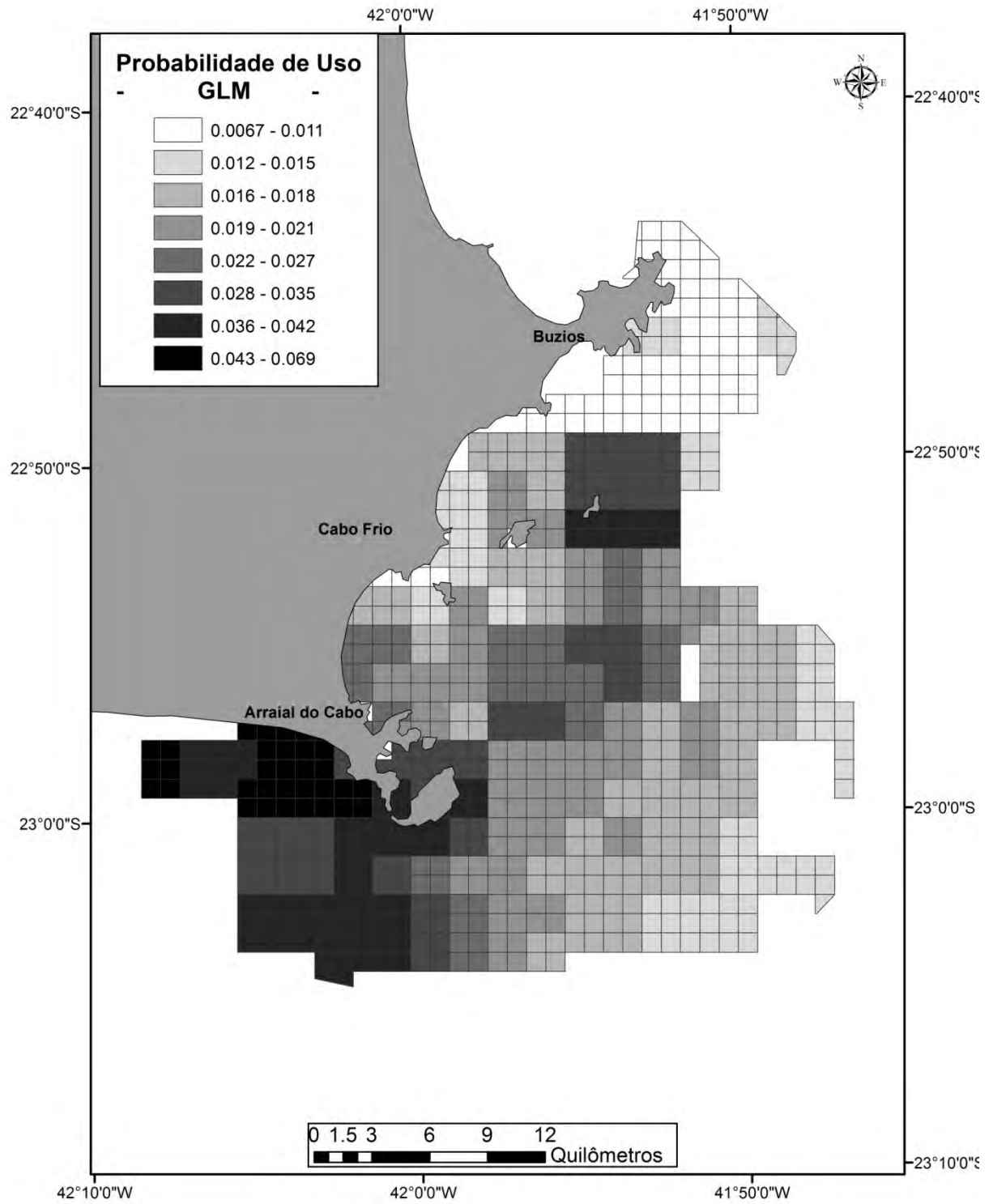
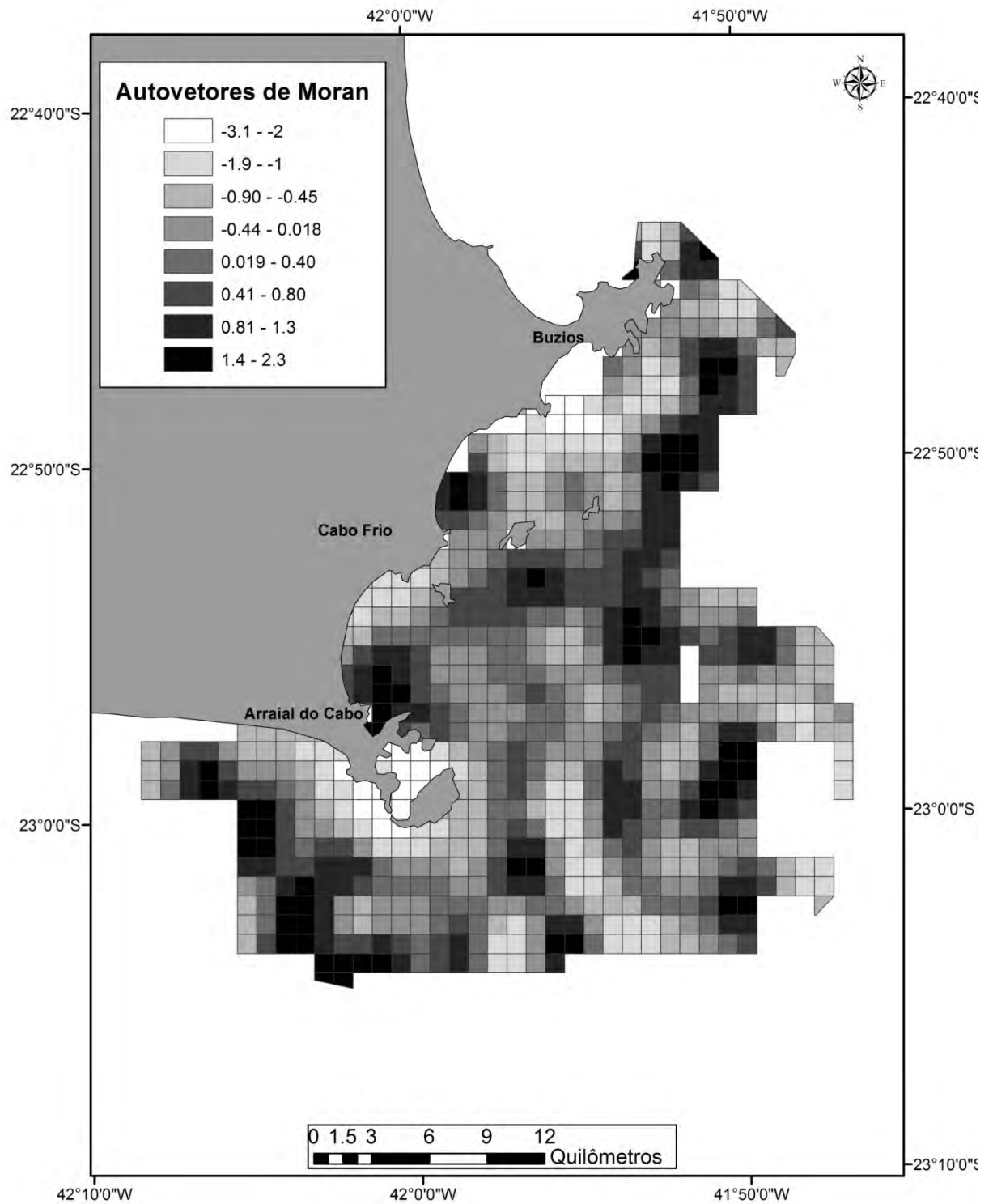


Figura 20 - Combinação linear dos sete autovetores de Moran selecionados no modelo de melhor ajuste para *Tursiops truncatus* em Cabo Frio, RJ.



2.3 Discussão

O presente estudo é o primeiro a modelar a distribuição de *T. truncatus* corrigindo a autocorrelação espacial em águas do Atlântico Sul. Até o presente, poucos estudos que modelaram a distribuição dos cetáceos corrigiram suas estimativas para a existência da autocorrelação espacial (*e.g.*, Pirotta *et al.*, 2011; Bailey *et al.*, 2013). Entretanto, a autocorrelação espacial pode gerar problemas ao afetar significativamente as estimativas e violar o pressuposto de independência. Portanto, é recomendado corrigir este problema em estudos de distribuição (Dormann *et al.*, 2007). Neste capítulo, nós mostramos claramente que a abordagem usando os autovetores espaciais (SEVM-GLM) teve um melhor ajuste do que o GLM padrão para a coleta dos dados aleatório e não-sistemática. Sem a adição de autovetores, a variável TSM mínima não influenciou significativamente o uso de habitat de *T. truncatus* e a predição do modelo gerado diferenciou-se do modelo com autovetores. No modelo sem o ajuste para a autocorrelação espacial, a predição do uso de habitat se encontra mais espalhado, indicando que toda a área de Arraial do Cabo é predita de ter uma maior probabilidade de uso (Figura 18). No modelo com a adição dos autovetores, a predição é mais localizada indicando apenas a região ao redor das ilhas do município de Cabo Frio e a área da Praia Grande. Tal refinamento pode ajudar aos tomadores de decisão de forma mais concreta e direcionado na hora de propor áreas protegidas.

Sob essa perspectiva, nós demonstramos que muitos dados que não poderiam se ajustar a modelos de distribuição padrões, como GLM ou Modelos Generalizados Aditivos (GAM), podem e devem ser modelados. A abordagem usada, dessa forma, pode ajudar a mostrar que é possível usar dados não-sistemáticos e aleatórios para produzir um modelo de distribuição que pode ajudar a criar e/ou maximizar a eficiência de uma área marinha protegida (MPA). Um dos principais usos dos modelos de distribuição em ecologia é ajudar a delinear e aumentar a eficiência das MPAs (*e.g.* Cañadas *et al.*, 2005, Corkeron *et al.*, 2011). Apenas cerca de 1,5% de mais de 8.500km da costa brasileira é protegida por MPAs (MMA, 2010). Mesmo assim, a falta de fiscalização dentro das MPAs permite que muitas atividades que impactam a vida marinha continuem a ser realizadas. Na área de estudo da presente tese, a RESEX Arraial do Cabo não possui plano de manejo. Um plano de manejo é um documento legal que permite o zoneamento da MPA e as instruções sobre os usos permitidos e não permitidos dentro da mesma (ICMBio, 2000). Ao usar a abordagem do SEVM-GLM, os tomadores de decisões poderão remover os efeitos da SAC e maximizar a modelagem de distribuição de uma espécie em uma MPA.

Apesar da baixa taxa de avistagem, neste capítulo, nós pudemos iniciar, pela primeira vez, como *T. truncatus* usa a área de estudo e como algumas variáveis oceanográficas podem influenciar sua distribuição. O melhor modelo indicou que *T. truncatus* foi avistado mais frequentemente onde a TSM era menor e também onde alcançava os maiores graus de variabilidade (alto DP). Além disso, sua ocorrência aumentou linearmente com o aumento na concentração de clorofila mínima. Tais características podem indicar que o uso do habitat dessa espécie na área pode estar associada à ressurgência, uma vez que este fenômeno é caracterizado por águas frias e produtivas (Carbonel, 1998). A maior produtividade no local não pôde ser diretamente relacionada à ocorrência de *T. truncatus*, uma vez que as variáveis concentração de clorofila média e máxima apresentaram problemas de multicolinearidade.

A distribuição de *T. truncatus* na área pode estar associada às presas locais. De acordo com Wells & Scott (2008), *T. truncatus* é uma espécie oportunista em relação a seus hábitos alimentares, predando espécies pelágicas, demersais ou bentônicas. De fato, os cetáceos devem forragear continuamente uma vez que seus requerimentos energéticos são altos (Costa, 2008). A ictiofauna associada da área de estudo é composta por peixes de origem tropical e sub-tropical e a maioria das espécies é onívora (Ferreira *et al.*, 2004). Dessa forma, os golfinhos deve exibir um comportamento plástico de forma a poder se beneficiar da situação. A área de estudo é local de concentração de *Sardinella brasiliensis*. A sardinha é uma espécie de presa comum a *T. truncatus*. De fato, a área de estudo, como um todo é um importante local de reprodução para a sardinha em comparação com toda a costa brasileira (Saccardo & Wongtschowski, 1991) e sua ocorrência é influenciada pelas águas frias, ricas em nutrientes, como as Águas Centrais do Atlântico Sul (Paiva & Motta, 2000), comumente encontradas em Cabo Frio (Carbonel, 1998). Além disso espécies de presas associadas a hábitos bentônicos e que ocorrem preferencialmente em água fria como o peixe galo, *Selene setapinis*, ocorrem em alta abundância na região (FIPERJ, 2011) e são reportadas como presas de *T. truncatus* (Pate e McFee, 2012). Outras espécies encontradas na área como o peixe-espada, *Trichiurus lepturus*, como os peixes da família Sciaenidae como a espécie *Micropogonias furnieri* e scombridae como *Sarda sarda* e *Scomber japonicus* também são presentes na área (Bernardes e Rossi-Wongtschowski, 1997), e reportadas na literatura como presas de *T. truncatus* (Barros e Wells, 1998; Gannon e Waples, 2004; Santos *et al.*, 2007; Wells e Scott, 2008; Pate e McFee, 2012).

Foi observado que alguns grids com altas taxas de encontro estavam próximos às ilhas. Nesta situação, os golfinhos podem estar procurando por comida próxima ao costão rochoso ou usando-os como barreiras para encurralar as presas, uma vez que espécies que se

associam com este habitat são incluídas na dieta da espécie [e.g. *Diplodus argenteus* (Di Benedetto *et al.*, 2001)]. *Tursiops truncatus* vivendo em associação próxima com as ilhas não é incomum na literatura [e.g. Açores, Portugal (Silva *et al.*, 2008), Ilha de Trindade, Brasil (Carvalho & Rossi-Santos, 2011), Arquipélago Aeólio, próximo às águas da França e Itália (Blasi e Boitani, 2012) e arquipélago das Cagarras, Brasil (Lodi *et al.* 2014)]. Estudos anteriores que modelaram a distribuição de *T. truncatus* ao redor do mundo encontraram que ao contrário do nosso estudo, a profundidade é uma influência significativa em sua distribuição. Em um estudo conduzido com essa espécie no Mar de Alborán, Espanha, foi reportado que baixas profundidades e elevada inclinação do relevo influenciaram significativamente a distribuição de *T. truncatus* (Cañadas *et al.*, 2002). Outro estudo conduzido no Santuário Pelagos, no mar Mediterrâneo, demonstrou que a probabilidade de ocorrência de *T. truncatus* também foi maior em áreas rasas, mas com baixa variabilidade na inclinação do relevo submarino (Azzelino *et al.*, 2012). No sul da Califórnia, EUA, a distribuição de *T. truncatus* foi influenciada pela profundidade e inclinação do relevo (Henderson *et al.*, 2014). Entretanto, é importante salientar que a literatura é escassa em relação a modelagem de uso de habitat de *T. truncatus* com variáveis oceanográficas como TSM e concentração de clorofila. Em um estudo conduzido no Mar Adriático, Itália, a distribuição de *T. truncatus* foi maior em baixas TSM (Bearzi *et al.*, 2008) como observado na presente tese. No Golfo de Evoikos, na Grécia, a distribuição de *T. truncatus* não foi influenciada pela TSM e pela concentração de clorofila (Bonizzoni *et al.*, 2013).

A porção sul da área de estudo é uma Reserva Extrativista Marinha (RESEX Arraial do Cabo) que foi designada para a proteção dos pescadores locais e não existe plano de manejo que inclua a biodiversidade de cetáceos aí existente. Entretanto, os presentes resultados mostram que Cabo Frio pode ser uma área importante para *T. truncatus* na região. Esta área pode fornecer recursos que são importantes para a manter as altas demandas de presas desses predadores. O valor de Cabo Frio como um local protegido parece ser verdadeiro, uma vez que a região é um ponto de características costeiras que está mais próximo a quebra da plataforma continental no sudeste Brasileiro.

Entretanto, o rápido desenvolvimento humano em Cabo Frio pode estar ameaçando esta importante área em termos de recursos alimentares e abrigo contra predadores. As atividades de turismo e pesca são a cada dia mais intensas na região, o que pode levar a um comportamento de fuga dos golfinhos da área, como já visto em outras regiões. Apesar de não haver de fato um turismo de observação de golfinhos na região, um alto número de turistas e barcos pesqueiros podem afetar o comportamento de *T. truncatus*. Dessa forma,

estas atividades podem restringir a movimentação dos golfinhos em Cabo frio, onde eles podem estar evitando áreas de alta concentração de barcos, restringindo sua área de vida. Entretanto estudos futuros são necessários para testar essa hipótese (ver Capítulo 3).

A formulação, desenvolvimento e validação dos modelos de distribuição da espécie na área irão permitir um entendimento mais profundo sobre como *T. truncatus* usa a região. Este conhecimento pode ajudar a desenvolver ações de conservação efetivas para área, especialmente nos pontos de maior atividade turística. Além do mais, o entendimento das características que influenciam a distribuição da espécie na área pode ajudar a entender os padrões de distribuição de *T. truncatus* na costa brasileira.

3 MODELANDO A INFLUÊNCIA DO AMBIENTE E DAS PRESSÕES ANTRÓPICAS NO USO DE HABITAT DOS CETÁCEOS EM DUAS ÁREAS MARINHAS PROTEGIDAS NO SUDESTE DO BRASIL

Resumo

A costa brasileira possui mais que 10.800 km² de área marinha e apenas 1,5% de todo o seu território é protegido sob a forma de Unidades de Conservação (UCs). Entretanto, muitas UCs marinhas vêm sendo constantemente impactadas por populações humanas e o crescimento econômico desordenado. Conseqüentemente, os cetáceos, espécies-chave para o ambiente, são afetados. O objetivo desse capítulo foi investigar a influência da fisiografia e oceanografia de Cabo Frio, assim como a presença de embarcações de turismo e mergulho no uso de habitat de mysticetos e odontocetos. Tanto mysticetos quanto os odontocetos usam em proporções similares tanto as áreas com Unidades de Conservação quanto as áreas sem UCs. Os mysticetos ocorrem com maior frequência mais afastados da costa, em baixas temperaturas superficiais do mar e com a alta variabilidade nas suas medições. A predição do melhor modelo para os mysticetos indicou que além dos locais mais afastados da costa, outra área onde a probabilidade de se encontrar mysticetos também é elevada é próxima a Ilha de Cabo Frio e ao conjunto de ilhas ao redor do município de Cabo Frio. A relação dos odontocetos com a profundidade é bimodal possuindo dois picos de ocorrência: nas profundidades mais baixas e nas profundidade mais altas. Eles usaram também habitats com águas frias e com alta concentração de clorofila. Tanto os mysticetos quanto os odontocetos foram encontrados com mais frequência em distâncias de até 5 km das embarcações de turismo e mergulho. Os resultados obtido no presente estudo, podem indicar habitats críticos para cetáceos e, portanto, ter aplicação para a sua conservação.

3.1 Introdução

Cerca de 2% da área marinha mundial é atualmente protegida (Toropova *et al.*, 2010). A costa brasileira possui mais que 10.800 km de extensão marinha, onde o mar territorial compreende uma área entre 3,6 a 4,4 milhões de km² com apenas 1,5% de todo o seu território protegido sob a forma de Unidades de Conservação (UCs) (MMA, 2010). As Unidades de Conservação possuem como seus pressupostos “assegurar a representatividade de amostras viáveis ecológicas de diferentes populações, habitats e ecossistemas” (ICMBio, 2000). Entretanto, muitas UCs marinhas vêm sendo constantemente impactadas por populações humanas e o crescimento econômico desordenado. As atividades humanas em áreas costeiras são diversas e complexas, mas em geral põem em risco um grande número de espécies (Corson, 2002). Os cetáceos são um grupo taxonômico que sofre com essas atividades. A maioria dos cetáceos são predadores de topo de cadeia, reconhecidos como chaves para os ecossistemas, uma vez que seu desaparecimento pode levar ao desaparecimento de outras espécies (Paine, 1995). Além disso, integrantes desse taxón são também considerados como espécies guarda-chuvas, uma vez que ações que mitiguem as ameaças aos cetáceos podem beneficiar outras espécies, assim como o ecossistema em si (Roberge e Angelstam, 2004). Em termos de sua função no ecossistema, os cetáceos regulam as comunidades biológicas, reduzindo o tamanho das populações de presas e promovendo sua coexistência, assim como observado na Columbia Britânica, Canadá (Estes, 1998). Por serem animais que estão distribuídos por todo o globo, habitando rios, estuários, baías e oceanos abertos (Forcada, 2008), muitas vezes eles se sobrepõem com Áreas Marinhas Protegidas (MPA). A sobreposição de cetáceos com MPAs é documentada na literatura em diversas partes do mundo. Por exemplo: o Santuário Marinho de Pelagos no Mediterrâneo (Notarbartolo di Sciara *et al.*, 2008), Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, no nordeste do Brasil (Wedekin *et al.*, 2010a), a Área de Proteção Ambiental do Anhatomirin, em Santa Catarina (Wedekin *et al.*, 2010b), as dezesseis pequenas MPAs no Arquipélago dos Açores (Silva *et al.*, 2012), o Gully ao redor das águas do Canadá (Martin e Moors-Murphy, 2013) e a APA Baleia-Franca, em Santa Catarina, Brasil (Groch *et al.* 2005). Em muitas MPAs as atividades humanas são conduzidas sem regulação ou fiscalização e podem afetar os cetáceos (Hoyt, 2011) como é o caso da Reserva Extrativista Marinha de Arraial do Cabo (RESEX Arraial do Cabo) e a Área de Proteção Ambiental Pau Brasil (APA Pau Brasil) no Rio de Janeiro, sudeste do Brasil.

A RESEX Marinha de Arraial do Cabo é uma unidade de conservação que foi criada

em 1997 (Decreto do Poder Executivo de 03 de Janeiro de 1997 Lei s/nº de 03/01/1997) para proteger os pescadores locais e sua forma tradicional de pesca. Entretanto, até o presente momento esta UC não possui plano de manejo e é utilizada para diversos fins como pesca artesanal, barcos de recreio, mergulho, atividades militares e de petróleo (Moraes, 2009). Além do mais, a pesca predatória é frequentemente praticada na RESEX (Gandra, 2009), aumentando as ameaças para o ecossistema e as populações de cetáceos. Desde a década de 90, as atividades pesqueiras e turísticas na região se intensificaram de forma desordenada, aumentando os número de turistas e conseqüentemente de embarcações. Em 2009, a região recebeu mais de 2 milhões de turistas nacionais e internacionais, com uma média de 32 mil a cada fim de semana, aumentando para até 130 mil em feriados. Em 2011/2012, a estimativa foi de 45 mil turistas chegando à região a cada fim de semana em vinte e cinco navios turísticos ou cruzeiros (PMCF, 2010).

A APA Pau Brasil foi criada em 06/06/2002 (Lei nº 31.346). Como um de seus objetivos, a APA visa preservar espécies classificadas como Dados Deficientes e promover a pesquisa científica. Em seu plano de manejo, criado em 23/12/2002 (Lei nº 32.517) define áreas pra preservação e conservação da vida selvagem assim como de seus habitats aquáticos, não permitindo fixar artefatos de pesca que impeçam o livre trânsito de espécies marinhas. Entretanto, as atividades pesqueiras e turísticas são intensas. Além das duas espécies-alvo dos dois primeiros capítulos, *Balaenoptera edeni* e *Tursiops truncatus*, outras três espécies de cetáceos foram avistadas na região durante o período de estudo: baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*), golfinhos-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*) e golfinhos-comum (*Delphinus* sp.).

A baleia-jubarte é uma espécie cosmopolita que pode atingir até 16m de comprimento (Clapham e Mead, 1999). Em geral apresenta coloração preta, preta-azulada ou cinza-escura com a região ventral usualmente mais clara (Lodi e Borobia, 2013) (Figura 21).

Figura 21 - Filhote de baleia-jubarte, *Megaptera novaeangliae*, saltando próximo a Ilha de Cabo Frio, Cabo Frio, Rio de Janeiro.



Legenda: Nadadeira peitoral que pode chegar até 1/3 do seu comprimento é facilmente visível na foto.

Uma característica marcante da espécie é o comprimento da nadadeira peitoral que pode chegar a medir 1/3 do seu comprimento (Clapham, 2008). Apresenta migração latitudinal, se alimentando nos pólos durante o verão e migrando para os trópicos durante o inverno para a reprodução (Clapham, 2008). No Brasil, a população do estoque reprodutivo A (IWC, 1998; 2005) passa o inverno e a primavera na costa nordeste brasileira (Zerbini *et al.*, 2004; Rossi-Santos *et al.*, 2008; Andriolo *et al.*, 2010) e se alimentam nas águas ao redor das Ilhas Geórgia do Sul e Sanduíche do Sul (Stevick *et al.*, 2006; Zerbini *et al.*, 2006; Engel *et al.*, 2008). Nas áreas de alimentação, suas presas são compostas majoritariamente por pequenos eufasídeos e peixes (Clapham, 2008).

Os golfinhos-dentes-rugosos pertencem à família Delphinidae. É uma espécie que apresenta uma coloração cinza-escuro ou cinza-amarronzada com a presença de uma estreita capa dorsal de tonalidade mais escura entre a extremidade anterior da cabeça e a nadadeira dorsal (Lodi e Borobia, 2013) (Figura 22).

Figura 22 - Golfinho-de-dentes-rugosos, *Steno bredanensis*, na costa da cidade do Rio de Janeiro, Brasil.



Legenda: É possível notar a capa dorsal de tonalidade mais escura nos indivíduos.

Ocorrem em regiões tropicais, temperadas e subtropicais ao redor do mundo, com ocorrências frequentes em ilhas oceânicas, como o Hawaii. No Brasil, ocorrem continuamente por toda a costa (Lodi e Borobia, 2013). Seus hábitos alimentares são pouco conhecidos ainda, mas evidências sugerem que alimentam-se de cardumes de peixes pequenos e grandes, assim como de peixes solitários (Jefferson, 2008; Lodi e Borobia, 2013). A razão do nome da espécie vem da característica rugosa de seus dentes que possuem sulcos verticais e rugas (Jefferson, 2008).

A terceira espécie observada, o golfinho comum, para a presente tese será considerada como *Delphinus* sp. (Figura 23). O motivo é a dificuldade de diferenciação entre as duas espécies *Delphinus delphis* e *Delphinus capensis* no campo e a falta de dados consistentes que definam ou não a ocorrência das duas espécies no Brasil (Lodi e Borobia, 2013). A separação em duas espécies é relativamente recente e muitas populações ainda são pouco conhecidas (Jefferson, 2008). Muitas vezes, as duas espécies ocorrem em simpatria, como é observado na costa da Califórnia (Forney e Barlow, 1998).

Figura 23 - Indivíduos de *Delphinus* sp. avistado em Cabo Frio, RJ, Brasil.



Ambas as espécies podem ser encontradas em águas temperadas e tropicais. *Delphinus delphis* é mais comumente encontrado e abundante que *D. capensis*, onde a primeira espécie é considerada como “Menor preocupação” pela União Internacional de Conservação da Natureza (IUCN, 2014) enquanto a segunda é categorizada como “Deficiente em dados” (IUCN, 2014).

Em 2011, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade criou um Plano de Ação Nacional para a Conservação de Pequenos e Grandes Cetáceos em águas brasileiras (Rocha-Campos *et al.*, 2011 a,b). Dentre suas metas, estão mapear, avaliar e monitorar o impacto do turismo nas populações de cetáceos de modo a minimizar a perda de habitat ao longo da costa (Rocha-Campos *et al.*, 2011 a,b).

Os objetivos desse capítulo foram: a) investigar o uso de habitat dos cetáceos em duas áreas marinhas protegidas; e b) modelar a influência dos fatores ambientais e antropogênicos no uso de habitat dos cetáceos para a costa de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil.

3.2 Métodos

3.2.1 Conjunto de dados

Ao invés de trabalhar com cada espécie em separado, neste capítulo, a modelagem do uso de habitat foi realizada para dois grupos taxonômicos distintos: odontocetos e mysticetos. O motivo foi o baixo número amostral de algumas espécies. Dessa forma, todos os modelos de uso de habitat foram realizados e rodados separadamente para todas as espécies de mysticetos (*Balaenoptera edeni* e *Megaptera novaeangliae*) e odontocetos (*Tursiops truncatus*, *Steno bredanensis* e *Delphinus* sp.).

3.2.2 Unidades de Conservação

Para investigar se tanto mysticetos quanto odontocetos usavam preferencialmente as Unidades Conservação ou não, foi gerado um Índice de Uso. As áreas definidas foram: RESEX Arraial do Cabo, APA Pau Brasil e Área não-protegida. O índice de uso foi adaptado de Karczmarski *et al.* (2000). O índice usado combinou o número de avistagens dividido pelo esforço amostral. O esforço foi contabilizado da seguinte forma:

$$E = \text{Área total em m}^2 \text{ de cada área} / \sum \text{Número de dias que cada área foi amostrada.}$$

Tal cálculo foi necessário uma vez que cada área possuía uma área amostral diferente. O índice de Uso de Área (UA) usado, portanto, foi calculado da seguinte forma:

$$UA = \sum A / E$$

Onde, **A** = número de avistagens em cada área por dia, **E** = Área total em m² de cada área / \sum Número de dias que cada área foi amostrada.

Para testar se tanto os mysticetos quanto odontocetos usavam preferencialmente ou não alguma das áreas, um teste do qui-quadrado foi utilizado.

3.2.3 Dados antropogênicos

Para mapear as pressões antropogênicas, foram escolhidos apenas os dados referentes às embarcações de turismo e mergulho. Os dados referentes às embarcações pesqueiras não foram incluídos, uma vez que os pescadores locais não foram favoráveis a essa idéia (Marco Aurélio Crespo, comunicação pessoal). Dessa forma, primeiramente, nós identificamos todos os possíveis portos e companhias de turismo e mergulho que realizam continuamente saídas de barco na região. Para toda a área estudada, nossa abordagem inicial detectou que apenas dois portos eram utilizados para esse fim: o cais da cidade de Cabo Frio e o cais da cidade de Arraial do Cabo (Figura 25).

Depois dessa etapa inicial, entre Fevereiro e Agosto de 2014 a equipe de trabalho esteve a bordo das embarcações de turismo e mergulho de ambos os portos supracitados para mapear as rotas que as empresas faziam durante o processo de turismo e mergulho. Diferentes embarcações foram usadas de forma a maximizar todas as possíveis rotas das empresas. Do início ao fim de cada saída de barco de turismo e/ou mergulho os pesquisadores a bordo das embarcações mantiveram um aparelho de GARMIN GPS VISTA CX ligado para mapear especialmente as rotas que as embarcações utilizavam durante suas atividades. Ao fim desse período, todas as rotas das embarcações de mergulho e turismo foram mapeadas dentro da área de estudo.

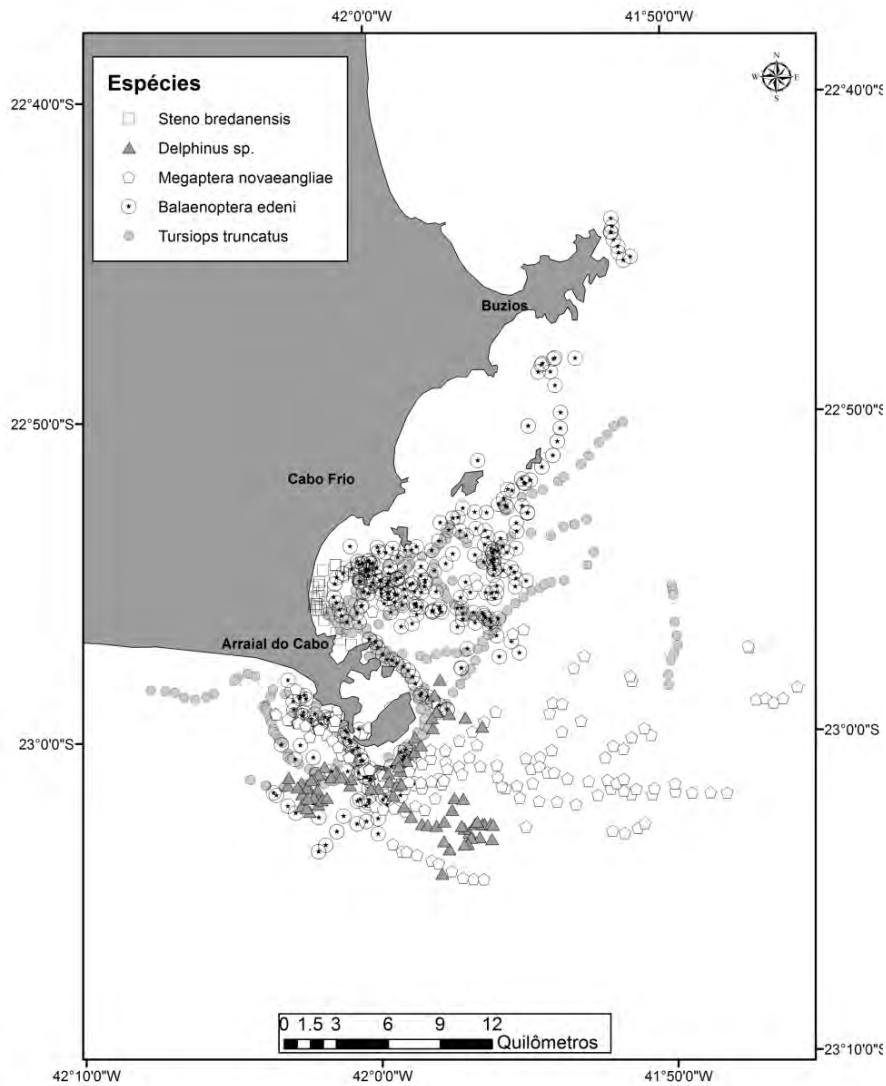
Para construir uma área potencial de impacto, as rotas das embarcações de turismo e mergulho foram expandidas em 1 km de largura do original usando-se a função “Buffer” nas ferramentas “Analysis tool” no ArcGIS 10.0®. A definição da área expandida de 1 km baseou-se em entrevistas conduzidas informalmente com os capitães das embarcações e a partir das observações do barco de pesquisa quando as embarcações de turismo e/ou mergulho avistavam qualquer espécie de cetáceo. A partir da área potencial de impacto construída (vide explicação acima), a distância (em metros) entre cada ponto de GPS de qualquer cetáceo e a área potencial de impacto foi usada no modelo como variável explanatória. As distâncias dos cetáceos em relação às embarcações de turismo e em relação às de mergulho foram usadas separadamente no modelo. Para determinar a distância dos cetáceos às áreas expandidas das embarcações de turismo e mergulho a função “Near” nas ferramentas “Analysis tool” no ArcGIS 10.0® foi usado. Para esse capítulo dois conjuntos de modelos diferentes foram construídos: modelos ambientais e modelos antropogênicos. Um total de oito modelos (quatro GLM e quatro SEVM-GLM) diferentes foram construídos, dos quais os três primeiros foram os mesmos dos outros capítulos (modelo fisiográfico, modelo Oceanográfico e modelo

fisiográfico+Oceanográfico) e um modelo antropogênico que incluiu apenas as variáveis antropogênicas no modelo. Todas as especificações dos capítulos anteriores, *i.e.*, modelo generalizado linear com autovetores espaciais usando-se uma distribuição Poisson com link log, foram utilizadas para os modelos construídos nesse capítulo.

3.3 Resultados

Ao todo 83 saídas de barco foram realizadas (534,5 horas de esforço e 101,1 horas de observação direta (18,9%). A espécie mais comumente observada foi *B. edeni* (27 avistagens, Taxa de encontro = 0,32), seguido por *T. truncatus* (15 avistagens, Taxa de encontro = 0,18), *M. novaeangliae* (13 avistagens, Taxa de encontro = 0,16) e *S. bredanensis* e *Delphinus* sp. (3 avistagens cada, Taxa de encontro = 0,04). As taxas de encontro médias para todos os mysticetos foi de 0,48 (40 avistagens, total de 291 posições de GPS) e para os odontocetos foi de 0,18 (21 avistagens, total de 123 posições de GPS) (Figura 24).

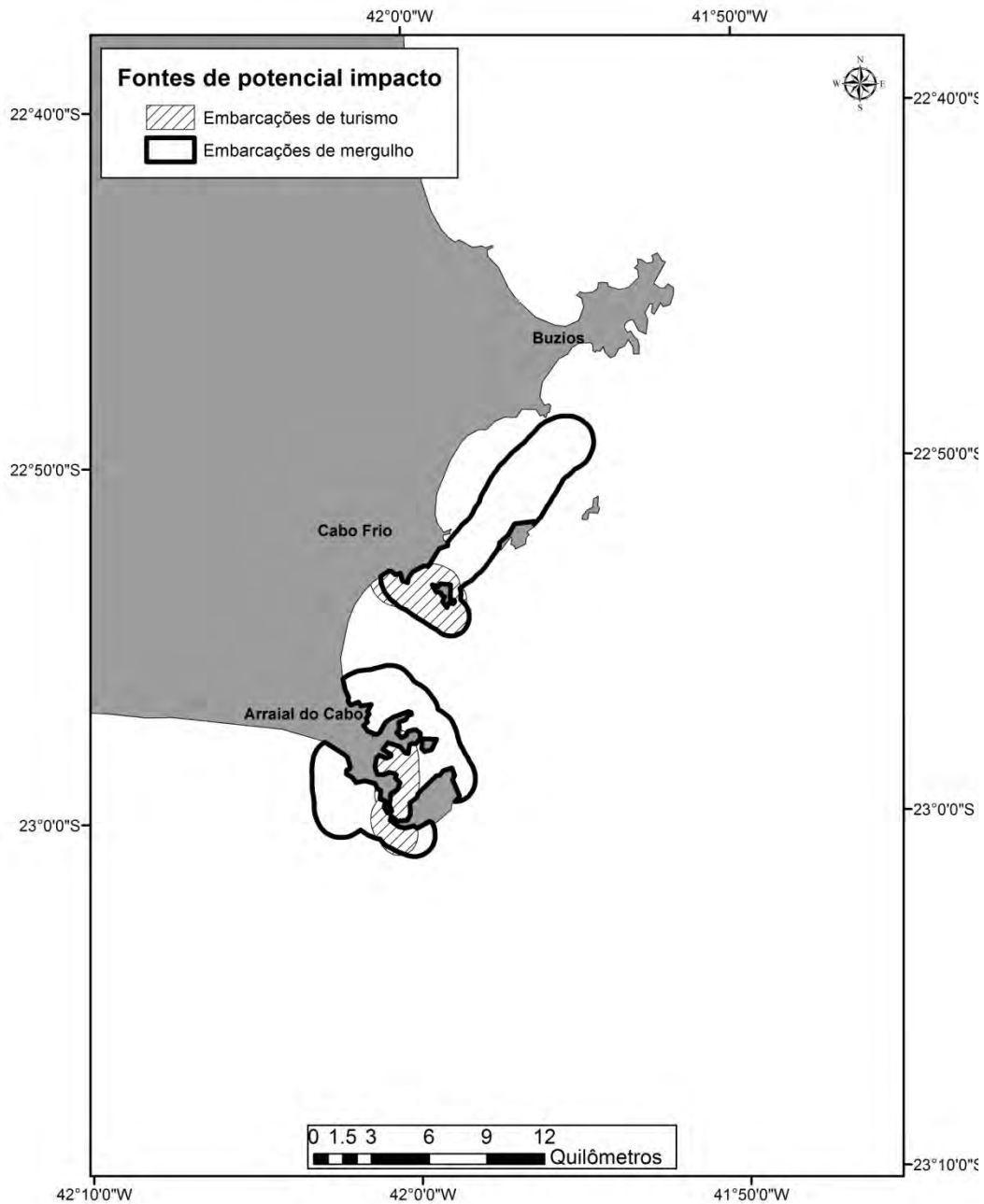
Figura 24 - Avistagens de todas as espécies de cetáceos em Cabo Frio, Rio de Janeiro dezembro de 2010 a Agosto de 2014.



Legenda: Cada ponto plotado no mapa se refere a observações sequenciais (*follows*) marcados a cada 500m da movimentação de cada espécie de cetáceo.

O mapeamento da área das fontes antropogênicas, isto é, embarcações de turismo e mergulho, indicou que estas não se afastaram muito da costa (Figura 25). As embarcações de turismo ficaram concentradas em áreas menores, enquanto as embarcações de mergulho alcançaram uma área maior de modo a visitar diferentes pontos de mergulho (Figura 25).

Figura 25 - Mapa com a zona de amortecimento (“buffer”) de 1km das embarcações de turismo e mergulho representando impacto potencial em Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil.

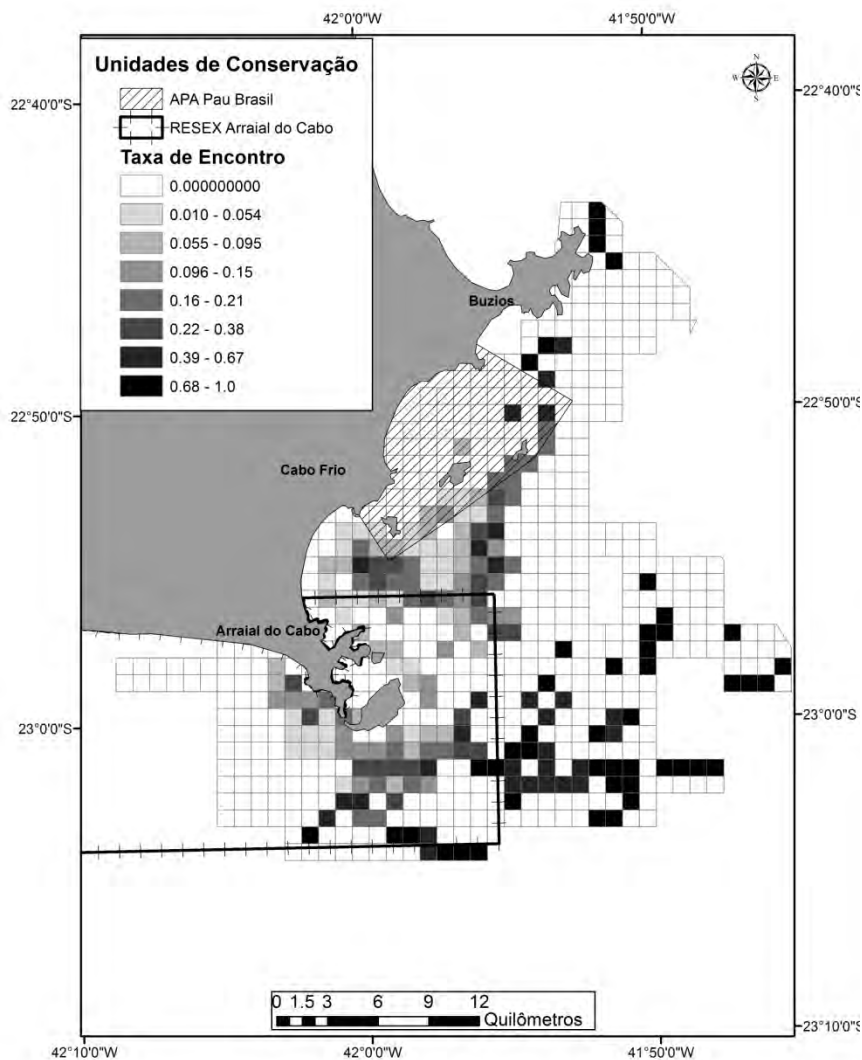


Para melhor visualização dos resultados, estes serão divididos em duas partes: misticetos e odontocetos.

3.3.1 Misticetos

Os misticetos foram encontrados em profundidades que variaram de 5 a 101 m ($52,6 \pm 19,3$ m), em distâncias da costa de 0,3 a 19,1 km ($4,4 \pm 4,6$ km), em TSM que variaram $19,3$ °C a $26,8$ °C ($22,7 \pm 2,4$ °C) e concentrações de clorofila de 0,15 a 3,12 ($0,77 \pm 0,5$). De forma geral, os misticetos usaram mais intensamente áreas mais afastadas da costa (Figura 26).

Figura 26 – Taxa de encontro de misticetos demonstradas em grids de 1×1 km² em Cabo Frio, RJ.



Os mysticetos não usaram nenhuma das MPAs mais frequentemente que as áreas não protegidas ($IU_{RESEX \text{ Arraial do Cabo}} = 88,8$; $IU_{APA \text{ Pau Brasil}} = 13,2$; $IU_{\text{Área sem MPA}} = 92,8$; Qui-quadrado = 0,32; $gl = 2$; $p = 0,85$). Quando as MPAs foram unidas e se comparou apenas Áreas protegidas vs. Áreas não-protegidas, os resultados também não foram significativos ($IU_{MPA} = 92,7$; $IU_{\text{sem MPA}} = 92,8$; Qui-quadrado = 0,004; $gl = 1$; $p = 0,99$).

O teste I de Moran indicou a existência de autocorrelação espacial ($Moran I_{\text{mysticetos}} = 21,5$; $p < 0,0001$). Foram criados três modelos SEVM-GLM e GLM com combinações distintas usando-se as variáveis explanatórias ambientais (Tabela 12) e um modelo antropogênico (Tabela 12). De acordo com o teste de razão de verossimilhança, a adição dos autovetores produziu estimativas mais confiáveis do que o GLM padrão ($p < 0,001$).

Tabela 12 - Modelos usados para testar o uso de habitat de mysticetos em Cabo Frio, Rio de Janeiro, sudeste do Brasil.

Modelo	Variáveis	AIC	
		GLMs	SEVM-GLM
Fisiográfico	Profundidade + Distancia da Costa	1444,8	1260,1
Oceanográfico	TSM média + DP TSM + TSM mínima + TSM máxima + Clorofila média + Clorofila mínima	1474,9	1284,3
Fisiográfico + Oceanográfico	Profundidade + Distancia da costa + TSM média + DP TSM + TSM mínima + TSM máxima + Clorofila média + Clorofila mínima	1445,2	1244,5
Antropogênico	Distância a embarcação de turismo + Distância a embarcação de mergulho	1499,5	1242,1

Nota: O modelo em negrito é o mais parcimonioso e é demonstrado em detalhes na Tabela 13.

Quando comparou-se o SEVM-GLM com o menor AIC e o GLM correspondente, notam-se diferenças nos valores dos coeficientes e na significância de algumas variáveis (Tabela 13).

Tabela 13 - Comparação dos valores dos coeficientes e valores de p associado para o melhor modelo generalizado linear com autovetores espaciais e o seu correspondente modelo generalizado linear para misticetos.

Coefficientes	Estimativa	Erro padrão	Z	P
Intercept	-30,3 (-4,7)	13,2 (18,1)	-2,2 (-0,4)	0,02 (0,7)
Profundidade	-0,001 (0,002)	0,004 (0,0003)	-0,2 (4,1)	0,8 (<0,0001)
Distância da costa	0,0001 (0,0005)	0,00001 (0,00002)	3,7 (4,1)	0,0002 (<0,0001)
DP TSM	6,3 (0,4)	1,2 (1,0)	4,9 (0,4)	<0,0001 (0,7)
TSM Média	0,5 (0,3)	0,4 (0,4)	1,2 (0,7)	0,2 (0,5)
TSM mínima	0,6 (0,1)	0,2 (0,2)	2,4 (0,6)	0,01 (0,6)
TSM máxima	-0,2 (-0,3)	0,2 (-0,1)	-0,9 (-1,8)	0,3 (0,07)
Clorofila mínima	0,3 (0,02)	0,7 (0,6)	0,5 (0,04)	0,6 (0,1)
Clorofila Média	-0,3 (-0,3)	0,2 (0,2)	-1,3 (-1,6)	0,1 (0,1)
Autovetor 43	11,5	1,7	6,6	<0,0001
Autovetor 50	-3,9	1,3	-2,8	0,004
Autovetor 14	-5,1	1,7	-2,9	0,003
Autovetor 7	-7,5	2,6	-2,8	0,004
Autovetor 24	15,3	2,1	7,2	<0,0001
Autovetor 66	5,1	1,2	4,1	<0,0001
Autovetor 21	4,6	1,5	2,9	0,002
Autovetor 57	-4,5	1,4	-3,0	0,002
Autovetor 22	4,7	1,5	3,0	0,002
Autovetor 26	5,3	1,6	3,3	0,0009
Autovetor 20	-3,3	1,2	-2,5	0,009

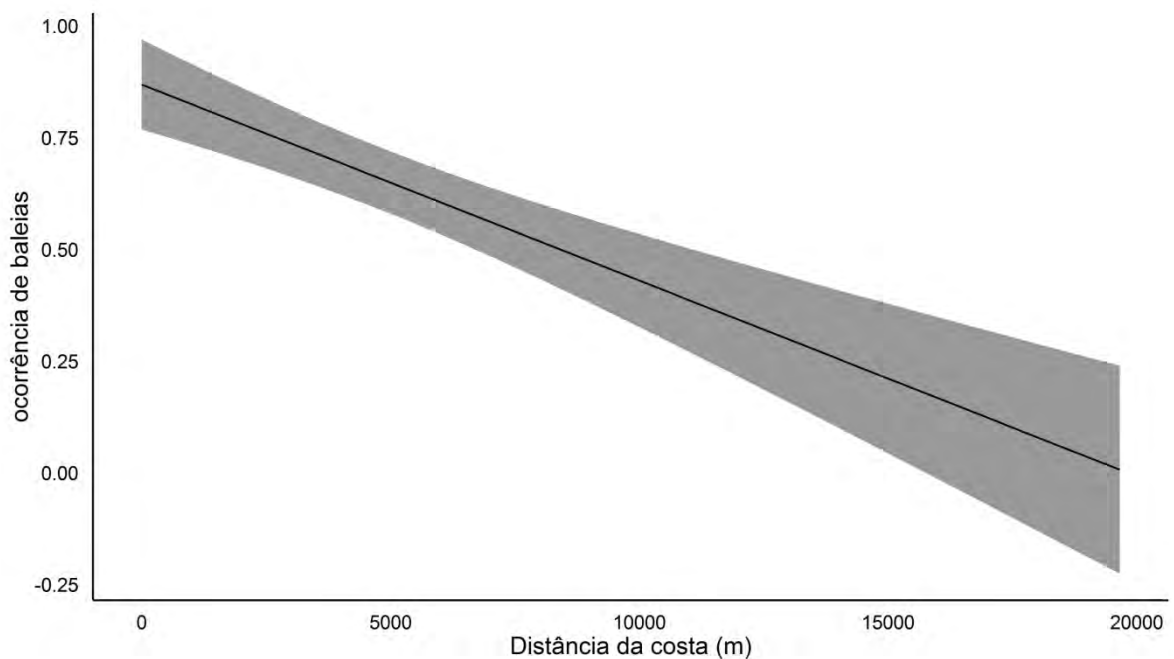
Legenda: Valores em parênteses corresponde aos valores dos coeficientes do GLM.

O modelo com melhor ajuste para os misticetos indicou que apenas as variáveis distância da costa, desvio-padrão da TSM e TSM mínima influenciaram significativamente a distribuição das diferentes espécies de baleias na região (Tabela 13) e que a variável distância da costa foi a mais significativamente associada com o uso das duas espécies de baleias na região (Tabela 14). De acordo com o modelo, as baleias foram mais frequentemente avistadas em distâncias mais próximas à costa (Figura 28).

Tabela 14 - Importância relativa das variáveis significativas do modelo mais parsimonioso para mysticetos em Cabo Frio, Rio de Janeiro.

Variável	Rank de importância	I (%)
Distância da costa	1	74,1
DP TSM	2	20,6
TSM mínima	3	5,2

Figura 27 – Representação gráfica da variável explanatória Distância da Costa retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de mysticetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.



As baleias foram observadas conforme a TSM mínima aumentava (Figura 28) e a variabilidade na TSM média aumentava (Figura 29).

Figura 28 – Representação gráfica da variável explanatória Temperatura Superficial do Mar mínima significativa retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de mistictetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.

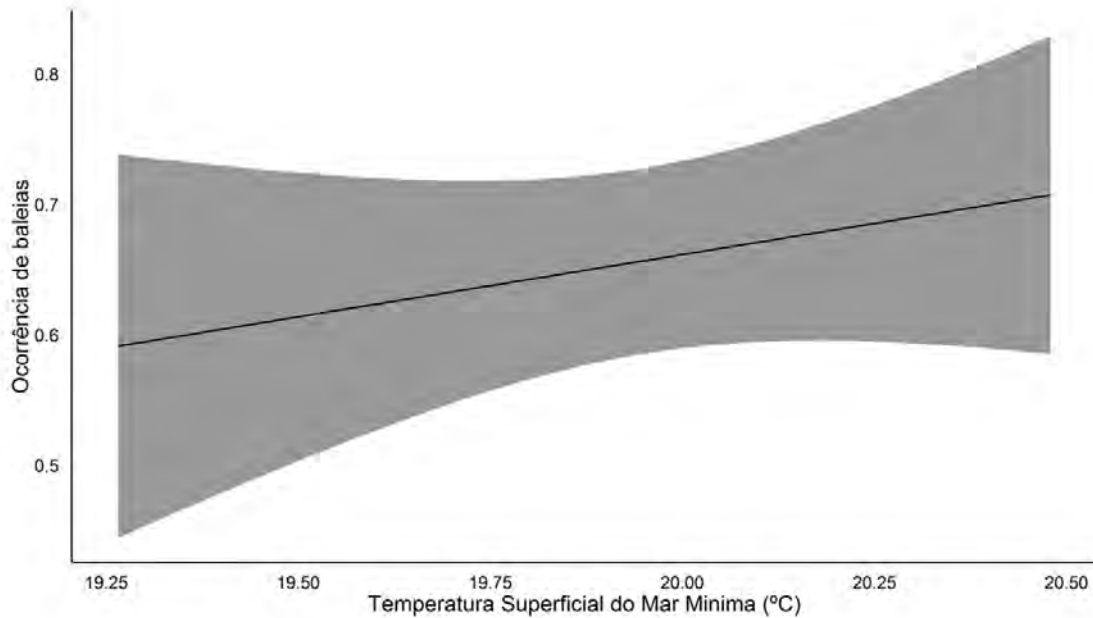
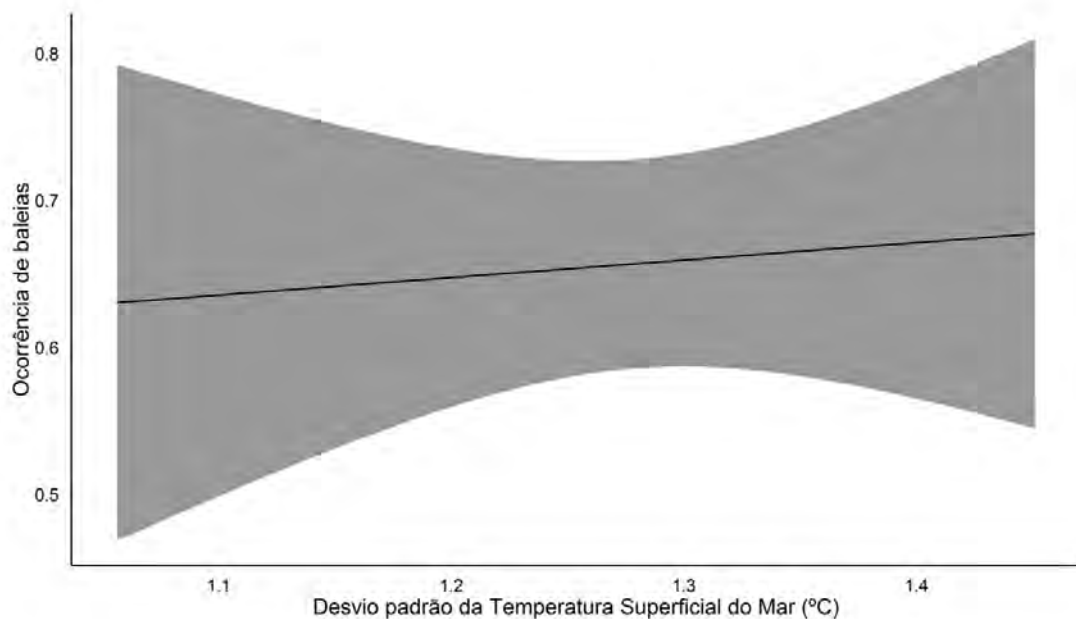


Figura 29 – Representação gráfica da variável explanatória Desvio-padrão da Temperatura Superficial do Mar média significativa retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de mistictetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.



Em comparação, o GLM correspondente indicou que apenas a profundidade e a distância da costa foram estatisticamente significativas (Tabela 13). O SEVM-GLM com o menor valor de AIC reteve dez autovetores (Tabela 13). A predição do melhor modelo com autovetores sem as variáveis antrópicas indicou que os mistictetos podem ser encontrados com maior probabilidade mais afastados da costa (Figura 30). A predição do modelo GLM correspondente sem os autovetores também indicou que os mistictetos podem ser encontrados com maior probabilidade mais afastados da costa (Figura 31).

Figura 30 - Predição do uso de habitat dos mistictetos usando o melhor modelo generalizado linear com autovetores sem as variáveis antrópicas em Cabo Frio, RJ.

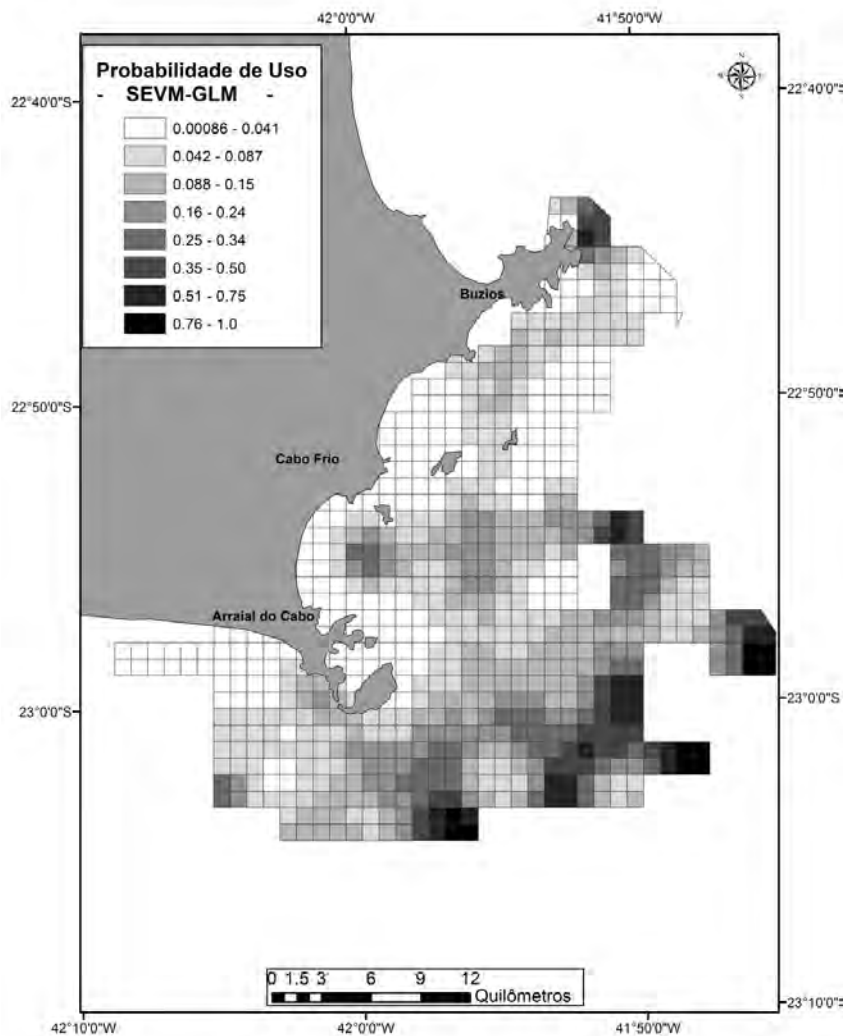
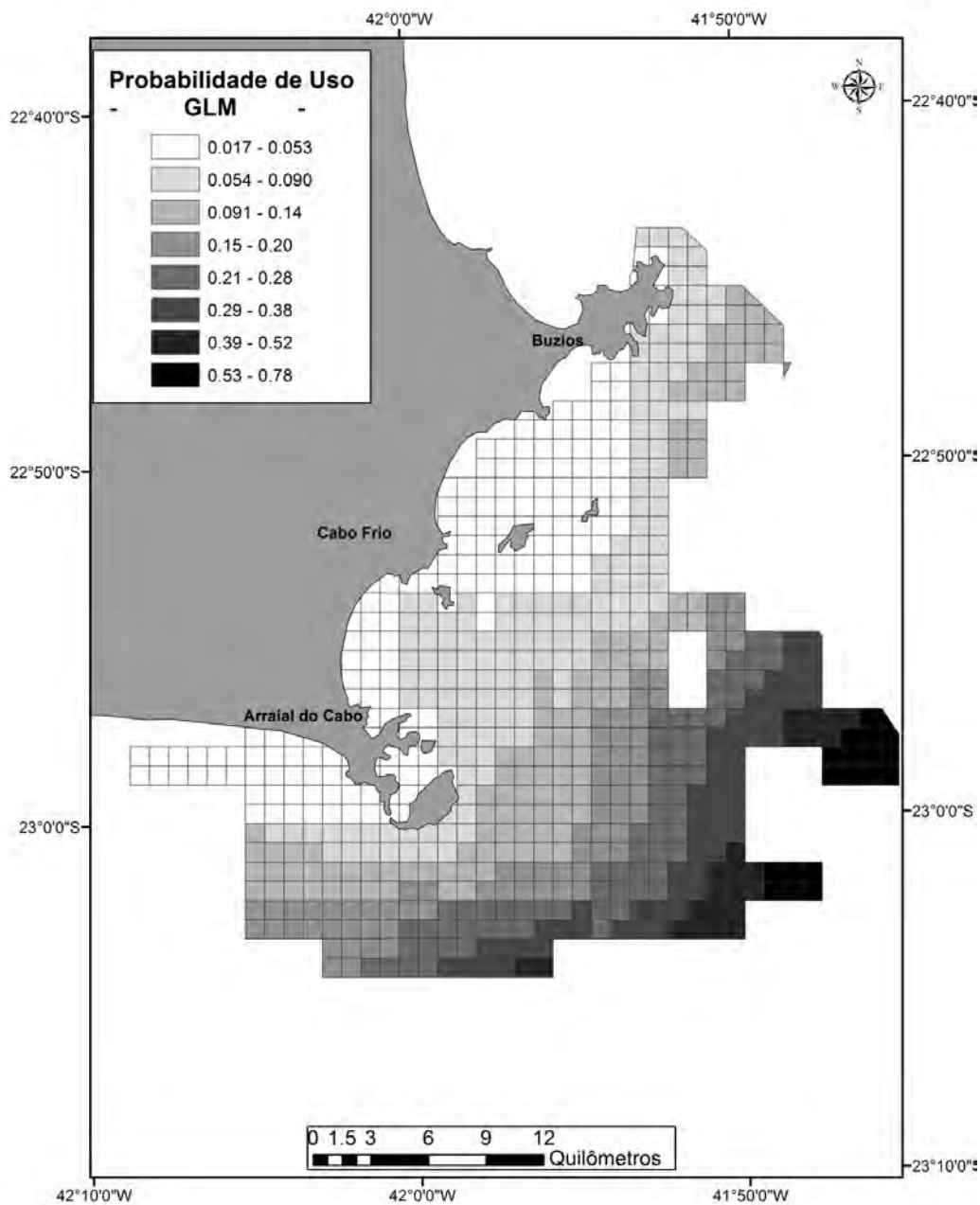
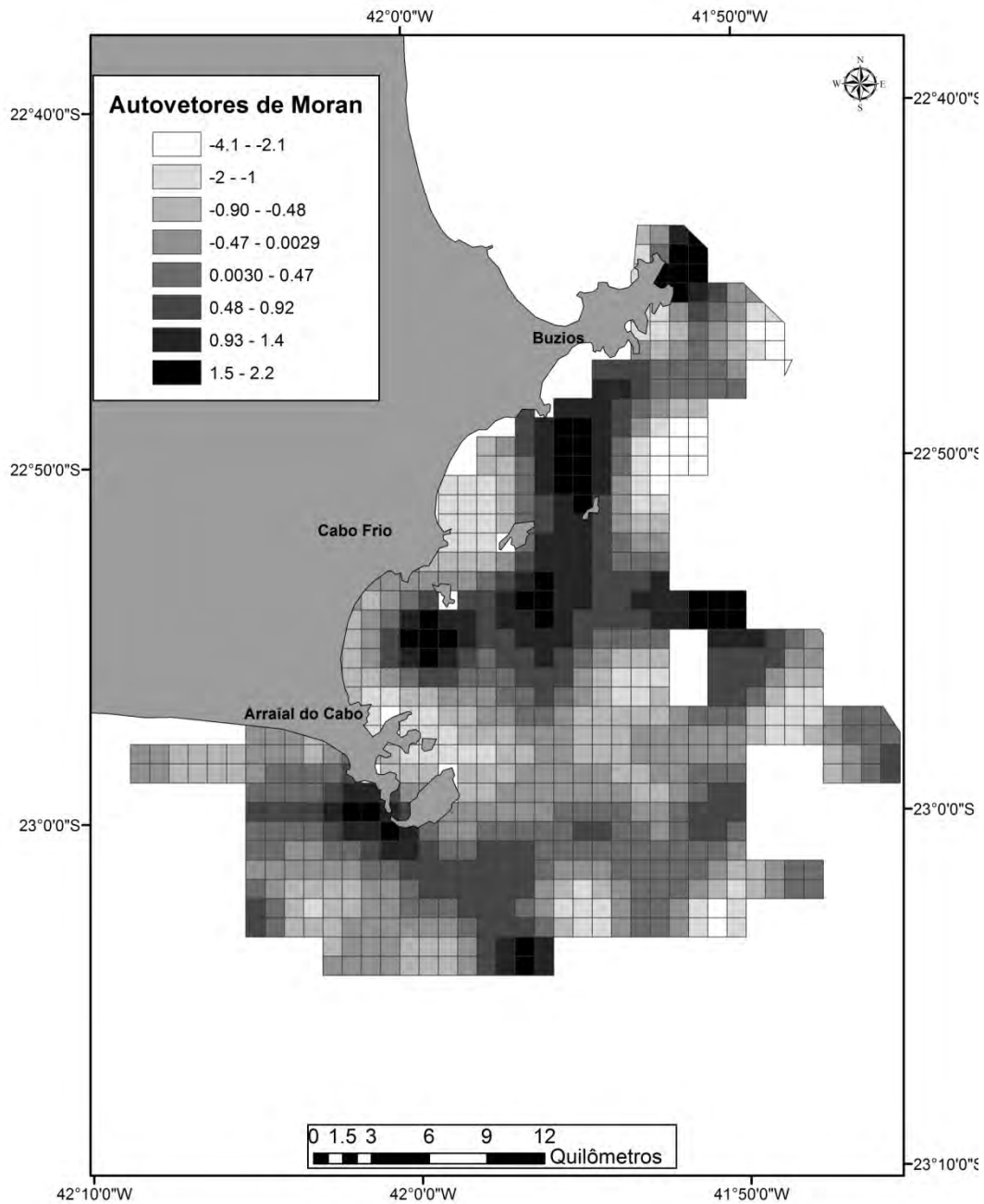


Figura 31 - Predição do uso de habitat dos misticetos usando o melhor modelo generalizado linear sem as variáveis antrópicas em Cabo Frio, RJ.



Um mapa mostrando a combinação linear dos autovetores é demonstrado na Figura 32. Esse mapa indica o padrão espacial da autocorrelação e a variação que não é explicada pelas variáveis independentes. Os cálculos da estimação do pseudo- R^2 do modelo com o melhor ajuste foi de 0,49.

Figura 32 - Combinação linear dos dez autovetores de Moran selecionados no modelo de melhor ajuste para misticetos em Cabo Frio, RJ.



Os modelos com autovetores que levaram em conta apenas as variáveis antropogênicas, indicaram que a distância para as embarcações de turismo e mergulho influenciaram no uso de habitat (Tabelas 15). É possível ver mudanças nos valores dos coeficientes e de alguns valores de significância (*p-value*).

Tabela 15 - Comparação dos valores dos coeficientes e valores de p associado para o melhor modelo generalizado linear com autovetores espaciais usando apenas variáveis antrópicas e o seu correspondente modelo generalizado linear para mistictetos. Valores em parênteses corresponde aos valores dos coeficientes do GLM.

Coeficientes	Estimativa	Erro padrão	Z	P
Intercept	-2,6 (-2,8)	0,1 (0,06)	-22,3 (-45,9)	<0,0001 (<0,0001)
Distância a embarcação de mergulho	0,0003 (0,0002)	0,00001 (0,00003)	6,0 (6,5)	<0,0001 (<0,0001)
Distância a embarcação de turismo	-0,0002 (0,00005)	0,00001 (0,00002)	-4,0 (-2,0)	<0,0001 (0,04)
Autovetor 43	9,0	1,6	5,4	<0,0001
Autovetor 4	10,2	1,7	5,9	<0,0001
Autovetor 50	-6,5	1,3	-4,9	<0,0001
Autovetor 32	-2,9	1,5	-1,9	0,04
Autovetor 66	7,4	1,2	6,0	<0,0001
Autovetor 25	-5,7	1,5	-3,7	0,0002
Autovetor 71	-6,5	1,6	-3,8	0,0001
Autovetor 96	-4,6	1,1	-3,8	0,0001
Autovetor 36	-5,6	1,6	-3,5	0,0004
Autovetor 1	-10,6	2,5	-4,1	<0,0001
Autovetor 24	7,8	1,7	4,5	<0,0001
Autovetor 118	-3,8	1,2	-3,2	0,001

De acordo com o modelo com a adição de autovetores a ocorrência dos mistictetos foi mais frequente até 5 km de distância das embarcações de turismo (Figura 33) e mergulho (Figura 34). A predição do melhor modelo com autovetores com as variáveis antrópicas indicou que os mistictetos podem ser encontrados com maior probabilidade mais afastados da costa (Figura 35).

Figura 33 - Representação gráfica da variável explanatória distância às embarcações de turismo retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de mistictetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.

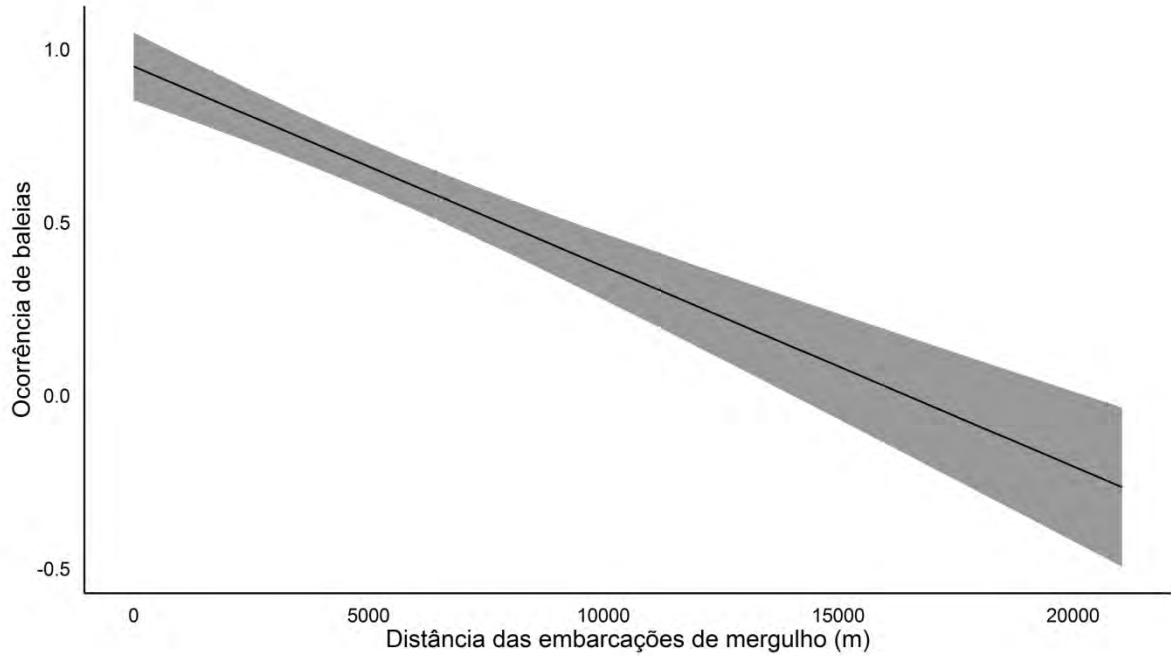


Figura 34 - Representação gráfica da variável explanatória distância às embarcações de mergulho retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de mistictetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.

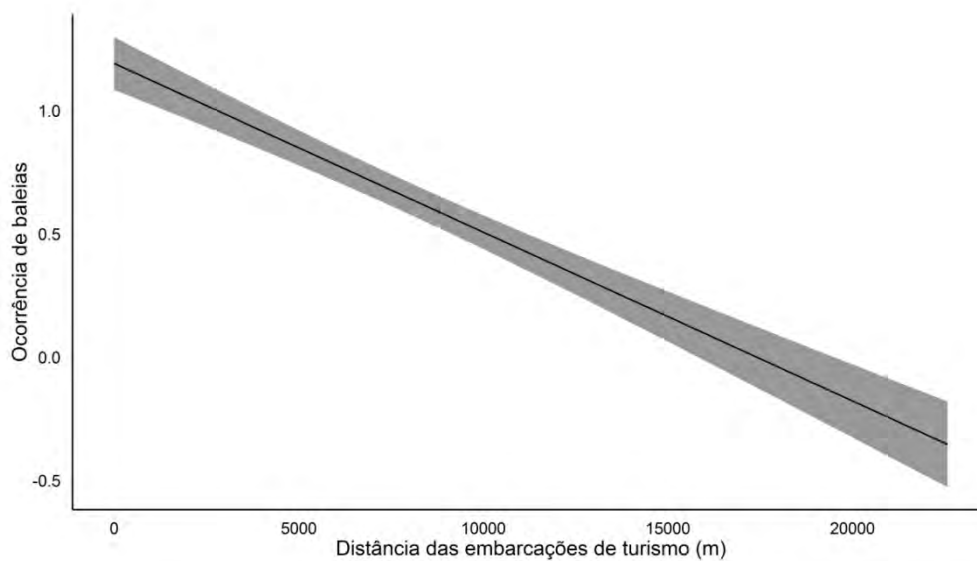
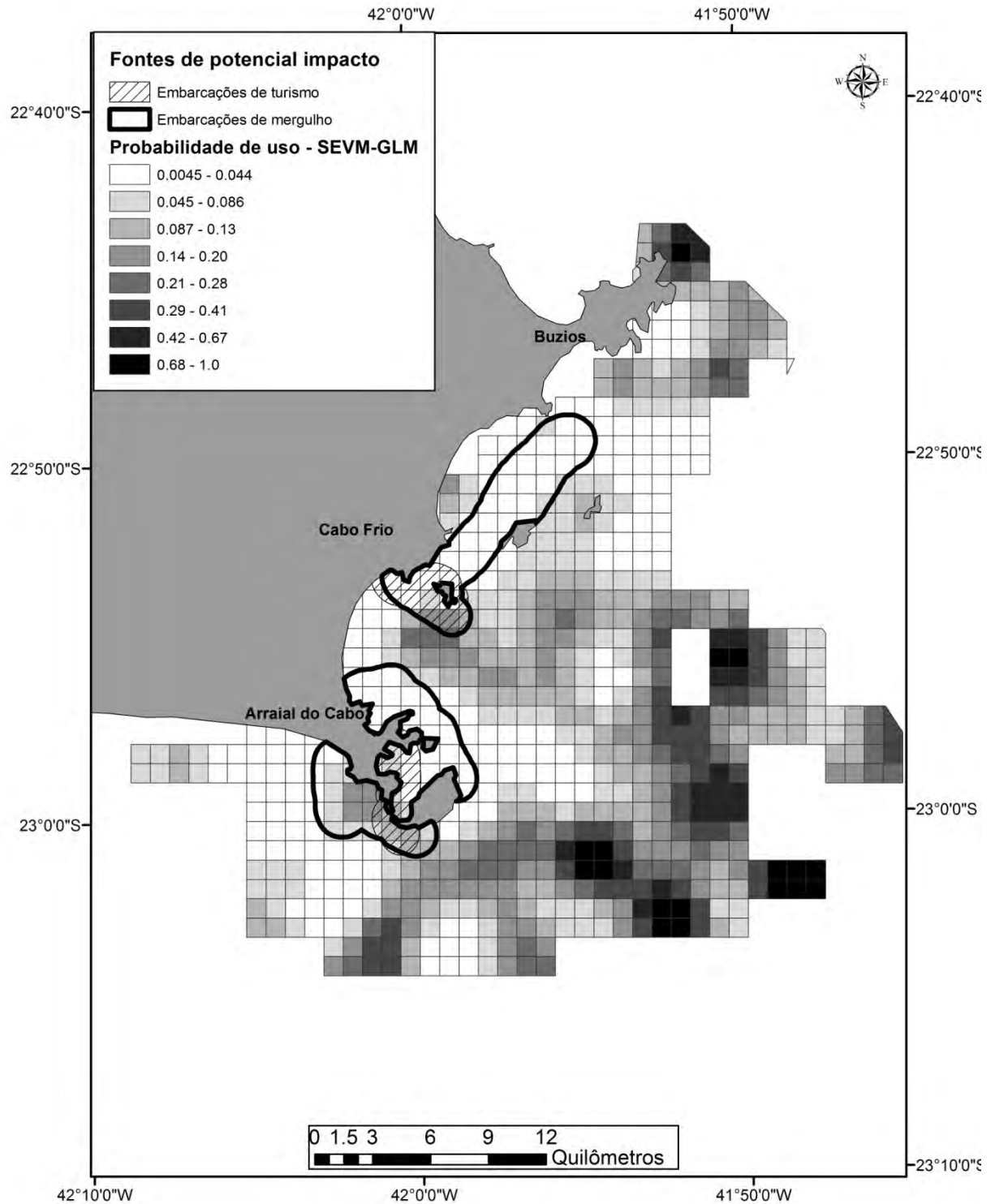
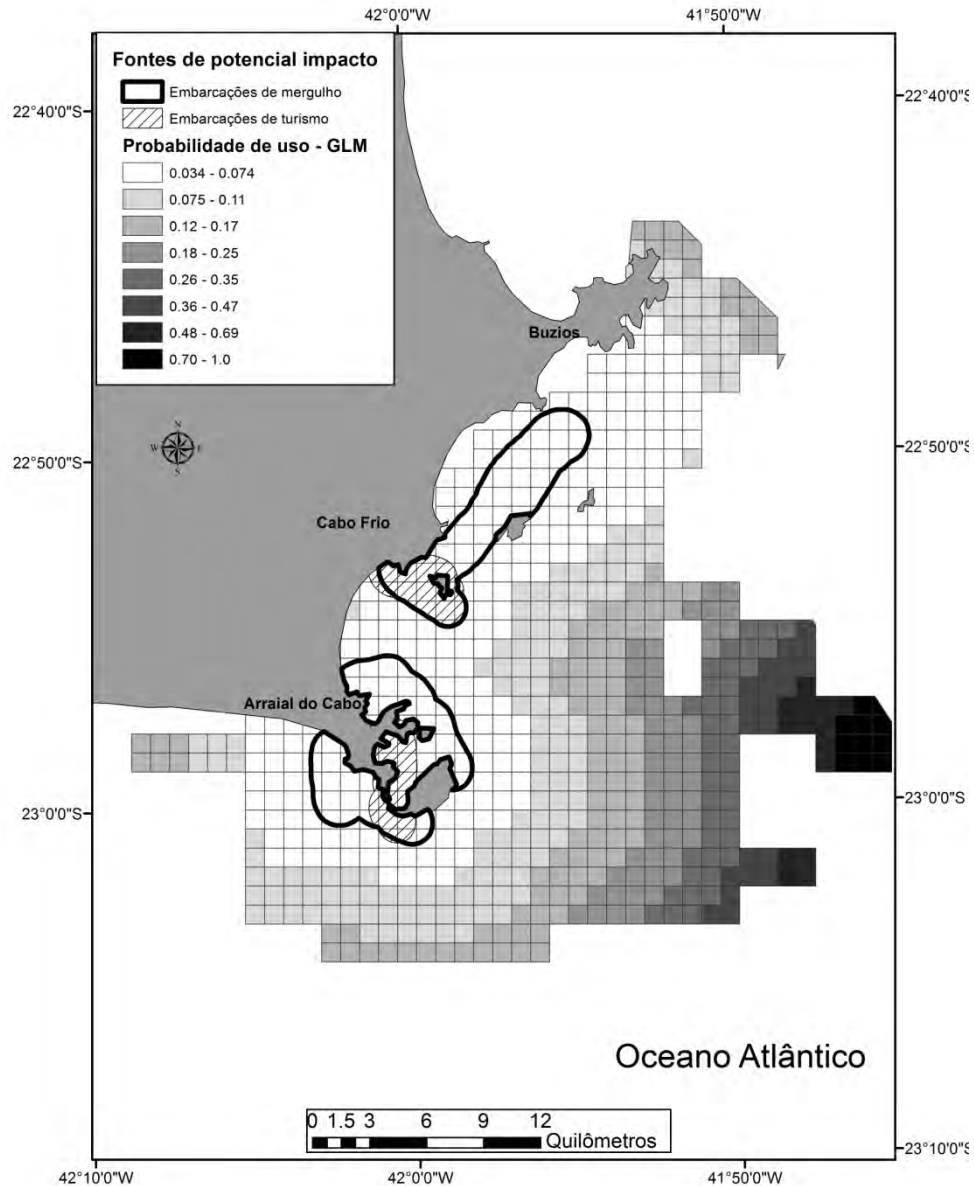


Figura 35 - Predição do uso de habitat dos mysticetos usando o melhor modelo generalizado linear com autovetores apenas com as variáveis antrópicas em Cabo Frio, RJ



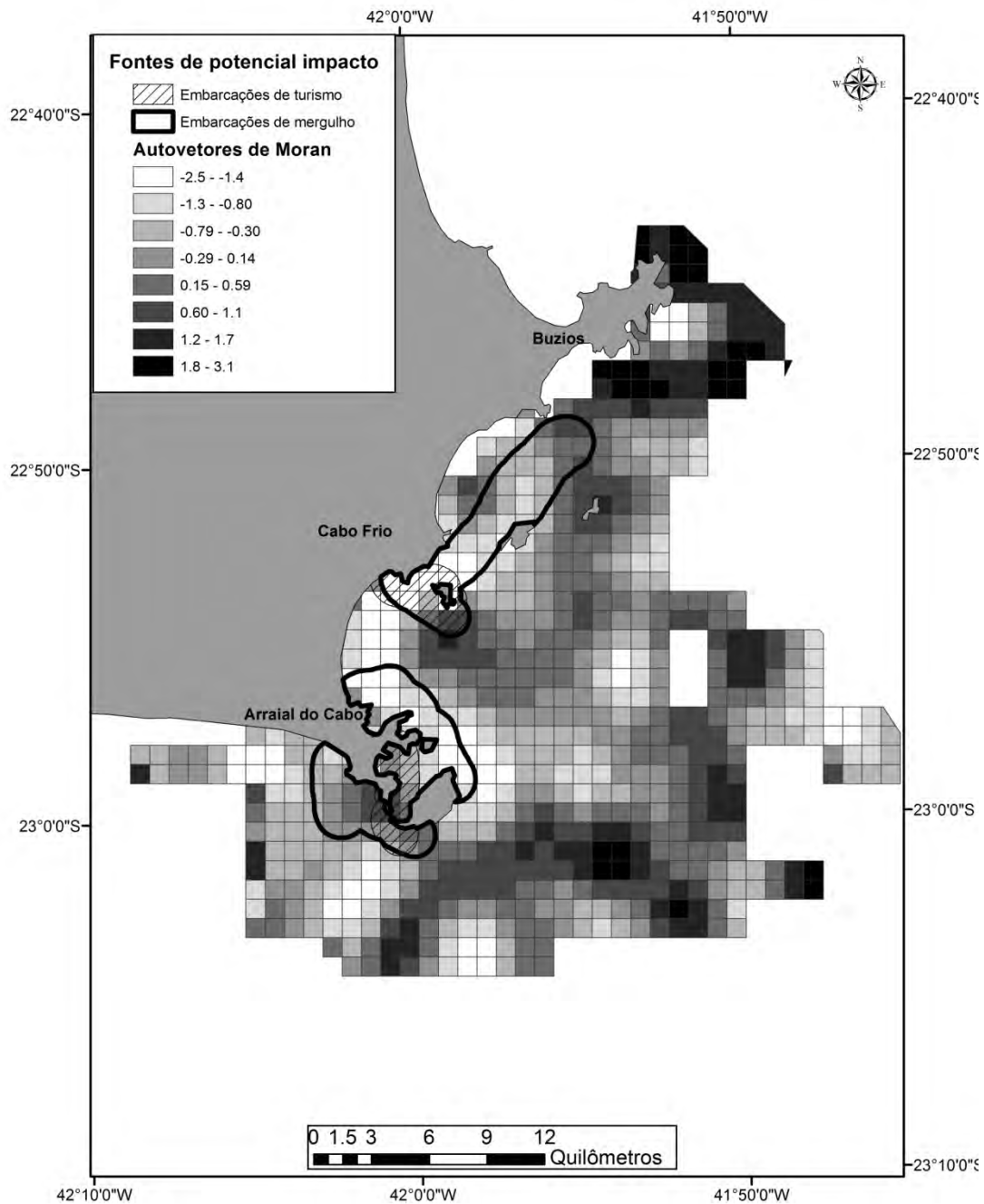
O mapa predito pelo melhor GLM sem a adição dos autovetores também indicou alta probabilidade de ocorrência dos mysticetos mais afastado das fontes de impacto (Figura 36).

Figura 36 - Predição do uso de habitat dos mysticetos usando o melhor modelo generalizado linear com autovetores apenas com as variáveis antrópicas em Cabo Frio, RJ.



Uma mapa mostrando a combinação linear dos autovetores para os mysticetos é demonstrada na figura 37. Esse mapa indica o padrão espacial da autocorrelação e a variação que não é explicada pelas variáveis independentes. Os calculos da estimativa do pseudo-R² do modelo com o melhor ajuste para os mysticetos usando-se as variáveis antrópicas apenas foi de 0,51.

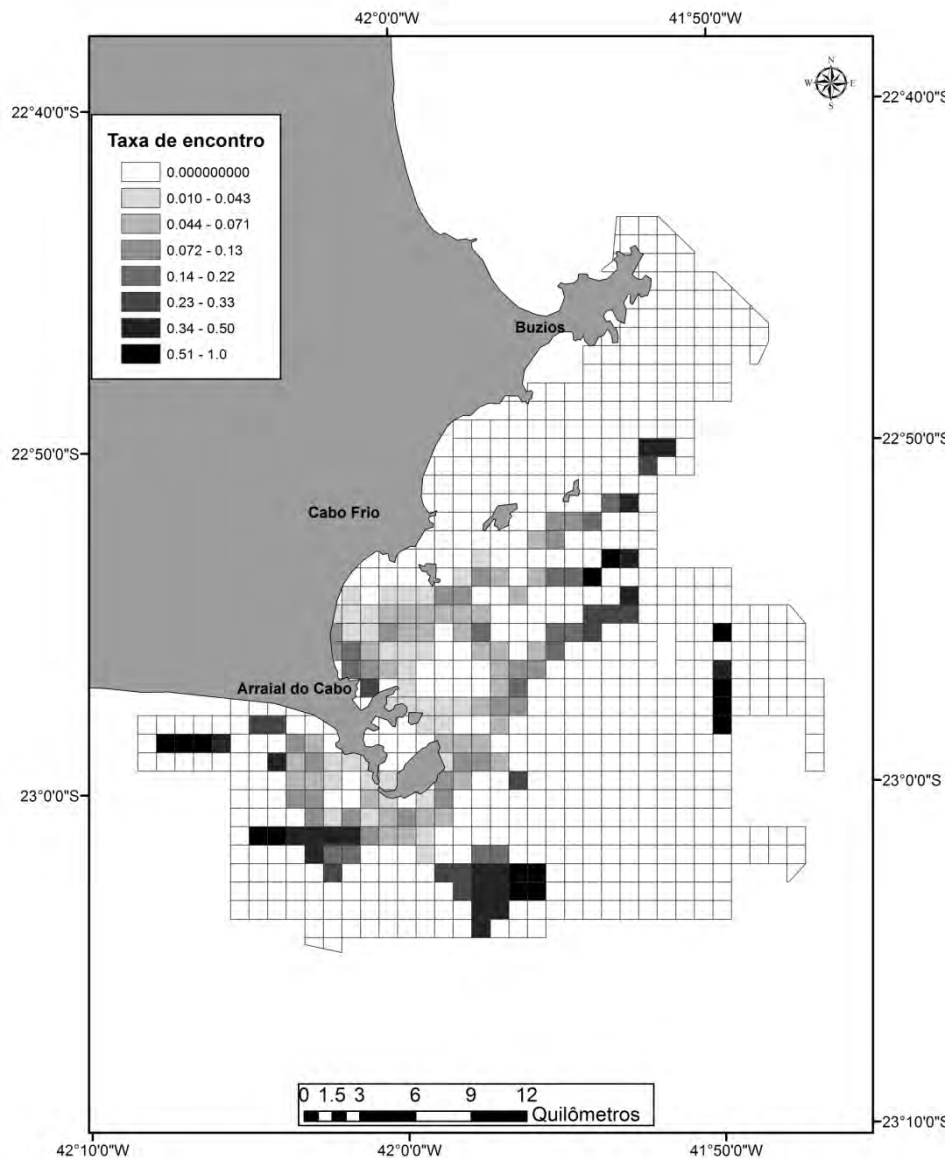
Figura 37 - Combinação linear dos doze autovetores de Moran selecionados no modelo de melhor ajuste usando as variáveis antrópicas para mysticetos em Cabo Frio, RJ.



3.3.2 Odontocetos

Os odontocetos foram encontrados em profundidades que variaram de 9,5 a 98 m ($49,9 \pm 21,1$), em distâncias da costa de 0,3 a 13,9 km ($2,6 \pm 2,6$), em TSM que variaram 19,2° a 26,5 °C ($22,7 \pm 2,4$) e concentrações de clorofila de 0,23 a 3,13 ($0,91 \pm 0,6$). Em geral, os odontocetos usaram áreas mais próximas a costa (Figura 38).

Figura 38 - Taxas de encontro das espécies de odontocetos na costa de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brazil, demonstrado em grids de 1x1km².



Os odontocetos também não usaram nenhuma MPA mais frequentemente do que o esperado ($IU_{RESEX \text{ Arraial do Cabo}} = 51,2$; $IU_{APA \text{ Pau Brasil}} = 3,3$; $IU_{\text{Área sem MPA}} = 49,5$; Qui-quadrado = 0,41; $gl = 2$; $p = 0,81$). Quando as MPAs foram unidas, os odontocetos também não utilizaram mais que o esperado nenhuma das áreas ($IU_{MPA} = 46,3$; $IU_{\text{Áreas não protegidas}} = 92,8$; Qui-quadrado = 0,11; $gl = 1$; $p = 0,7$).

O teste I de Moran indicou a existência de autocorrelação espacial ($Moran I_{\text{odontocetos}} = 24,4$; $p < 0,0001$). Foram criados três modelos SEVM-GLM e GLM com combinações distintas usando-se as variáveis explanatórias ambientais (Tabela 15). De acordo com o testes de

verossimilhança, a adição dos autovetores produziram estimativas mais confiáveis do que o GLM padrão tanto para os misticetos quanto para os odontocetos ($p < 0,001$).

Tabela 15 - Modelos usados para testar o uso de habitat de odontocetos em Cabo Frio, Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. O modelo em negrito é o mais parsimonioso e é demonstrado em detalhes na Tabela 16.

Modelo	Variáveis	AIC	
		GLMs	SEVM-GLM
Fisiográfico	Profundidade + Distancia da Costa	862,7	775,3
Oceanográfico	TSM média + DP TSM + TSM mínima + TSM máxima + Clorofila média + Clorofila mínima	853,6	772,6
Fisiográfico + Oceanográfico	Profundidade + Distância da costa + TSM média + DP TSM + TSM mínima + TSM máxima + Clorofila média + Clorofila mínima	845,0	765,2
Antropogênico	Distância a embarcação de turismo + Distância à embarcação de mergulho	893,2	772,7

Quando comparou-se o SEVM-GLM com o menor AIC e o GLM correspondente, notam-se diferenças nos valores dos coeficientes e na significância de algumas variáveis (Tabela 16).

Tabela 16 - Comparação dos valores dos coeficientes e valores de p associado para o melhor modelo generalizado linear com autovetores espaciais e o seu correspondente modelo generalizado linear para odontocetos. Valores em parênteses corresponde aos valores dos coeficientes do GLM.

Coefficiente	Estimativa	Erro padrão	Z	P
Intercept	115,5 (39,4)	21,9 (17,1)	5,2 (2,3)	<0,0001 (0,02)
Profundidade	0,02 (0,01)	0,006 (0,005)	4,2 (2,8)	<0,0001(0,004)
Distância da costa	0,00001 (0,0007)	0,00001 (0,0004)	0,7 (2,2)	0,4 (0,03)
DP TSM	-1,9 (1,5)	1,5 (1,5)	-1,2 (1,0)	0,2 (0,3)
TSM Média	-3,2 (-1,6)	0,6 (-0,6)	-4,6 (-2,7)	<0,0001 (0,007)
TSM mínima	-1,2 (-0,2)	0,3 (-0,4)	-3,4 (-0,4)	0,0006 (0,6)
TSM máxima	-0,7 (-0,2)	0,2 (-0,3)	-2,5 (-1,0)	0,01 (0,3)
Clorofila mínima	-2,4 (-1,7)	1,0 (1,0)	-2,3 (-1,6)	0,01 (0,1)
Clorofila média	0,8 (0,7)	0,2 (0,2)	4,2 (3,8)	<0,0001(<0,0001)
Autovetor 10	13,5	2,4	5,5	<0,0001
Autovetor 21	10,2	2,1	4,8	<0,0001
Autovetor 42	-5,0	2,1	-2,3	0,01
Autovetor 131	5,5	1,7	3,2	0,001
Autovetor 43	8,2	2,1	3,7	0,0002
Autovetor 37	-4,5	1,8	-2,4	0,01

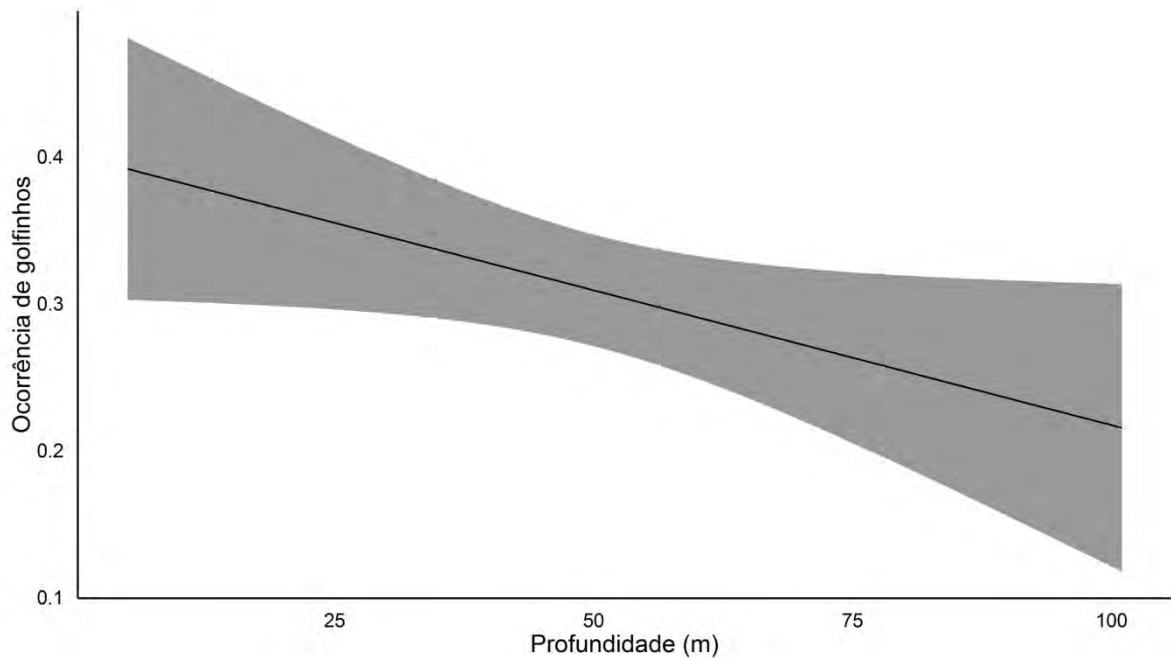
O modelo com melhor ajuste para os odontocetos indicou que a variável distância da costa e DP TSM não influenciaram significativamente a distribuição das diferentes espécies de golfinhos na região (Tabela 16) e que as variáveis TSM média e TSM máxima foram as mais significativamente associadas com o uso de habitat dos odontocetos na região (Tabela 17).

Tabela 17 - Importância relativa das variáveis significativas do modelo mais parsimonioso para odontocetos em Cabo Frio, Rio de Janeiro.

Variável	Rank de importância	I (%)
TSM média	1	69,8
TSM máxima	2	19,1
Profundidade	3	6,6
Clorofila média	4	3,1
Clorofila mínima	5	2,2
TSM mínima	6	-0,9

De acordo com o melhor modelo para odontocetos, os golfinhos foram avistadas mais frequentemente em profundidades menores (Figura 39).

Figura 39 - Representação gráfica da variável explanatória profundidade retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de odontocetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.



Os golfinhos foram avistados em TSM menores dentro da área de estudo (Figuras 40 e 41 e 42).

Figura 40 - Representação gráfica da variável explanatória Temperatura Superficial do Mar Média retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de odontocetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.

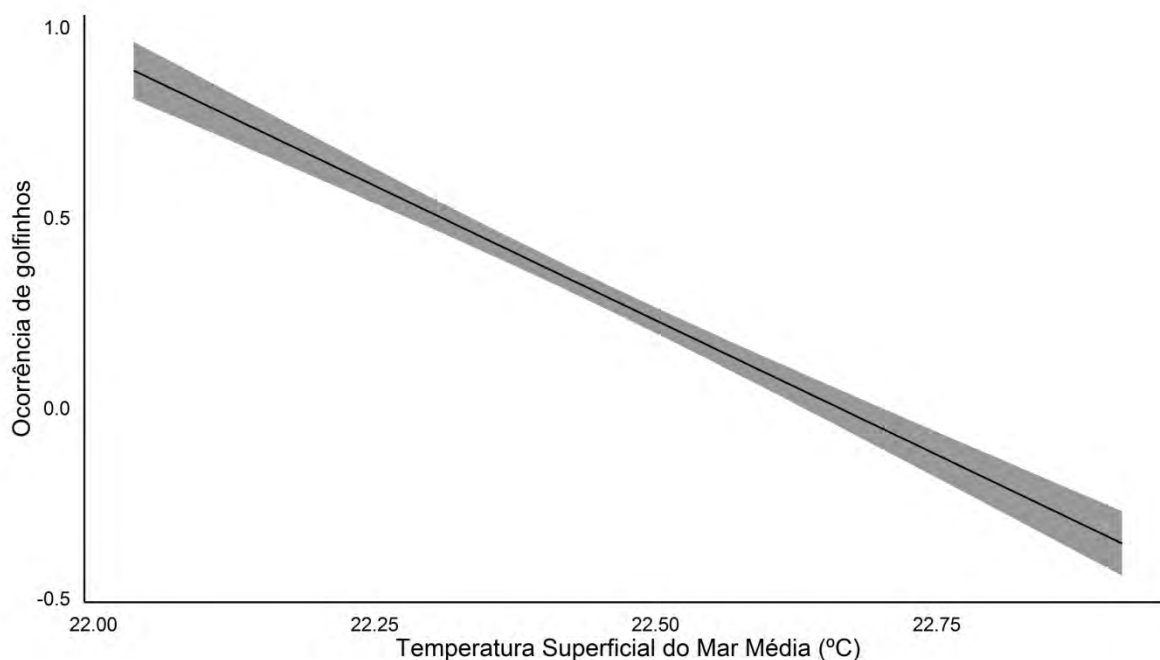


Figura 41 - Representação gráfica da variável explanatória Temperatura Superficial do Mar Mínima retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de odontocetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.

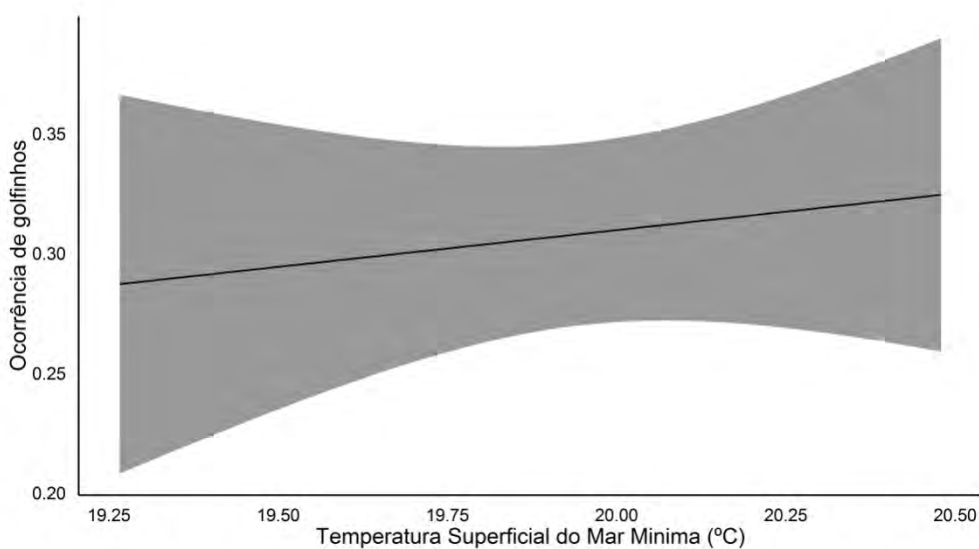
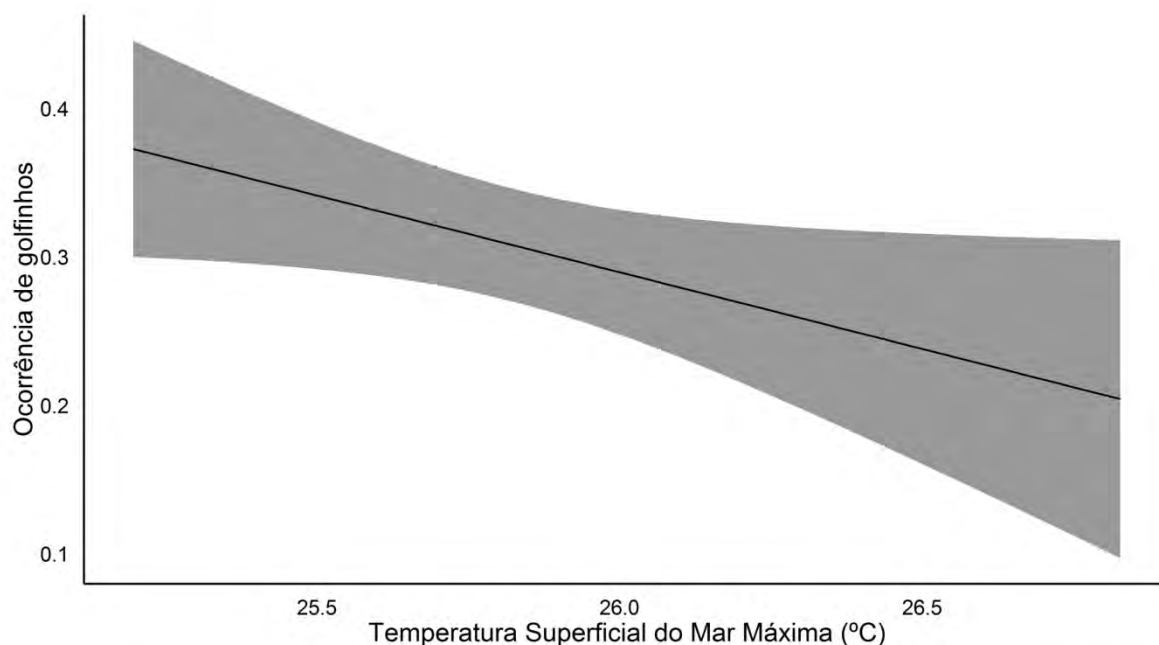


Figura 42 - Representação gráfica da variável explanatória Temperatura Superficial do Mar Máxima retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de odontocetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.



Em relação a concentração de clorofila, os golfinhos foram avistados com maior frequência onde a concentração de clorofila mínima e média eram maiores (Figuras 43 e 44, respectivamente).

Figura 43 - Representação gráfica da variável explanatória Concentração de Clorofila Mínima retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de odontocetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.

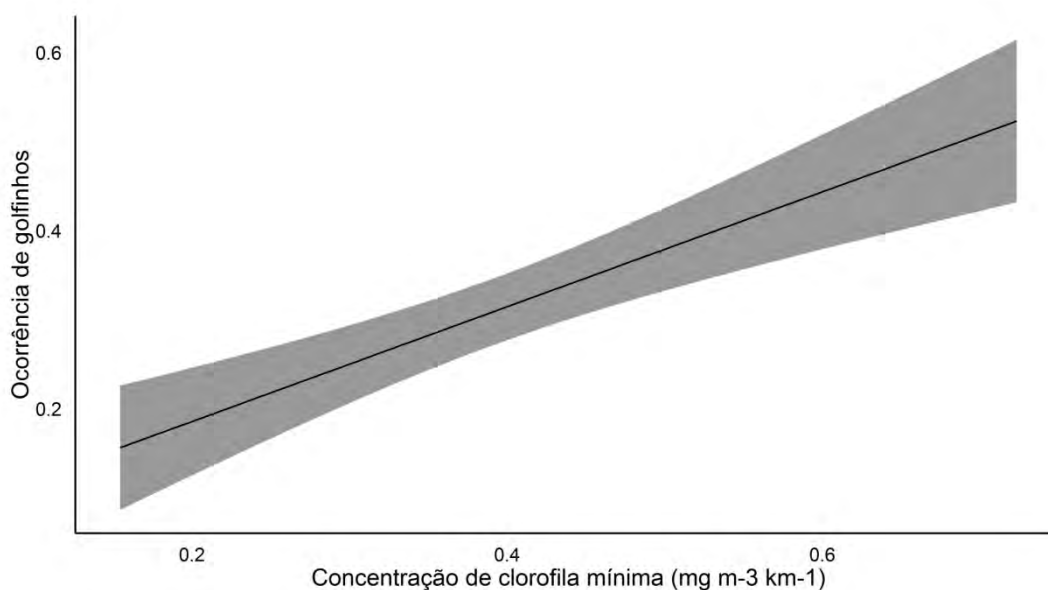
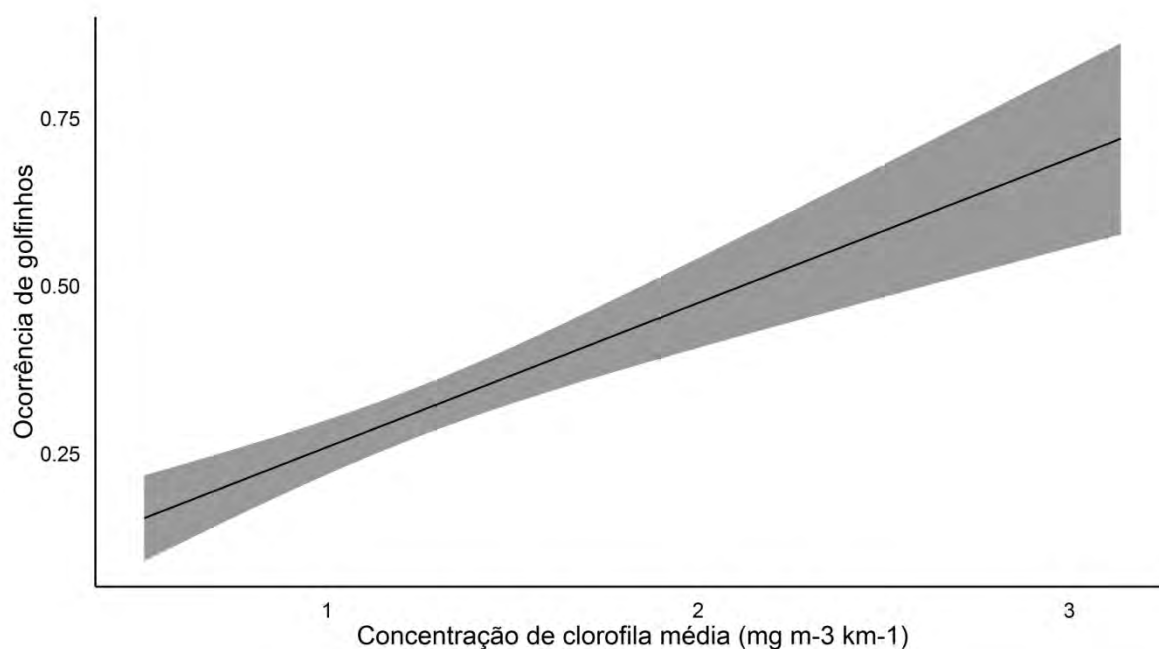


Figura 44 - Representação gráfica da variável explanatória Concentração de Clorofila Média retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de odontocetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.



Em comparação ao SEVM-GLM, o GLM correspondente indicou que TSM máxima, mínima, o desvio-padrão da TSM e a concentração mínima de clorofila não foram estatisticamente significativos (Tabela 16). O SEVM-GLM com o menor valor de AIC reteve sete autovetores (Tabela 16). A predição do melhor modelo com autovetores sem as variáveis antrópicas indicou que os odontocetos podem ser encontrados com maior probabilidade próximos ao município de Arraial do Cabo e próximo a algumas ilhas no município de Cabo Frio (Figura 45). O mapa predito pelo GLM comum correspondente ao melhor modelo com a adição dos autovetores indica que os odontocetos usam principalmente a região de Arraial do Cabo como um todo e com menos probabilidade a região de Cabo Frio (Figura 46). Uma mapa mostrando a combinação linear dos autovetores é demonstrada na figura 47. Esse mapa indica o padrão espacial da autocorrelação e a variação que não é explicada pelas variáveis independentes. Os cálculos da estimação do pseudo-R² do modelo com o melhor ajuste foi de 0,46.

Figura 45 - Predição do uso de habitat dos odontocetos usando o melhor modelo generalizado linear com autovetores sem as variáveis antrópicas em Cabo Frio, RJ

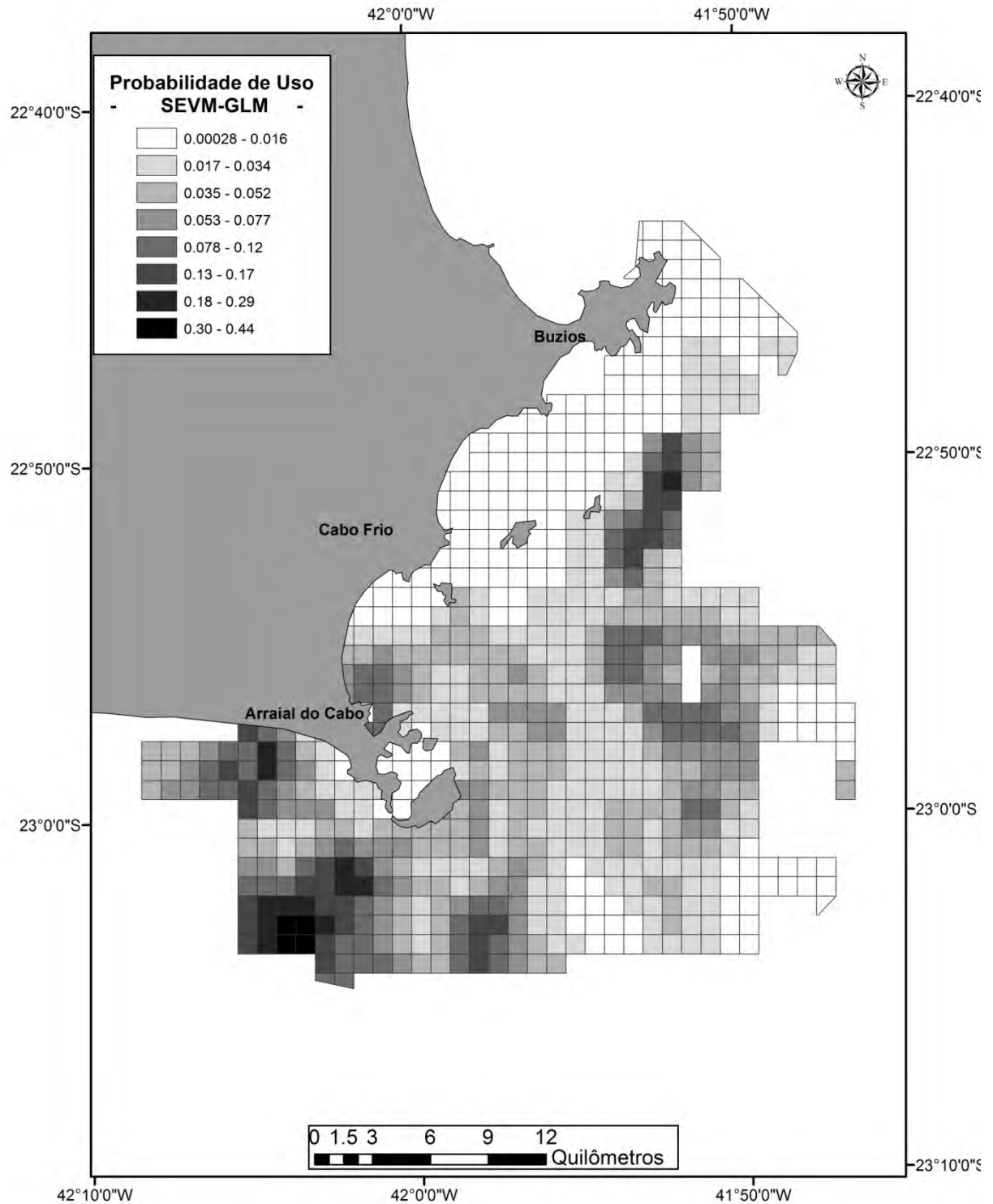


Figura 46 - Predição do uso de habitat dos odontocetos usando o melhor modelo generalizado linear sem as variáveis antrópicas em Cabo Frio, RJ

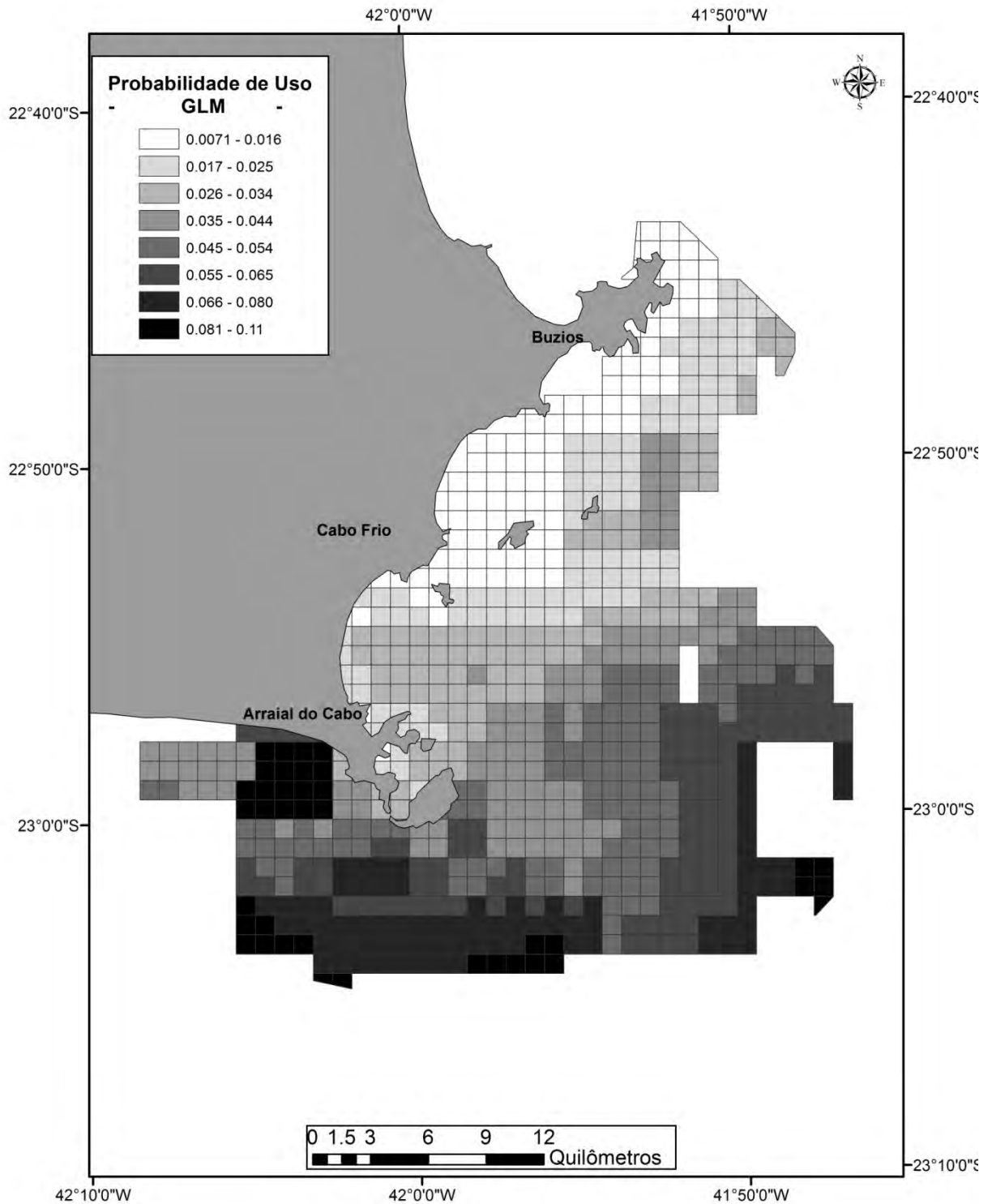


Figura 47 - Combinação linear dos sete autovetores de Moran selecionados no modelo de melhor ajuste para odontocetos em Cabo Frio, RJ.

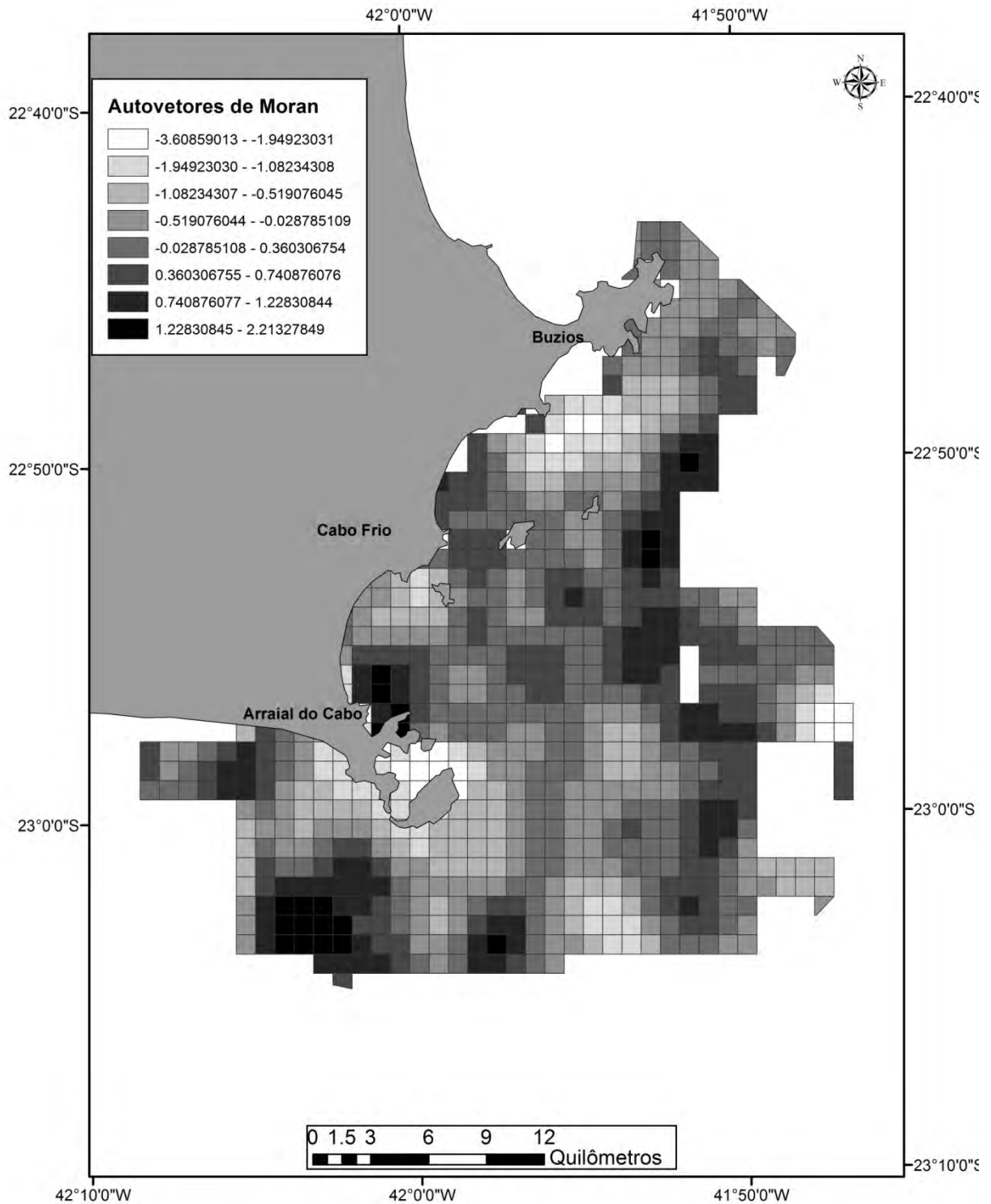


Tabela 18 - Comparação dos valores dos coeficientes e valores de p associado para o melhor modelo generalizado linear com autovetores espaciais usando apenas variáveis antrópicas e o seu correspondente modelo generalizado linear para odontocetos

Coefficiente	Estimativa	Erro padrão	z	P
Intercept	-3,2 (-3,4)	0,1 (0,08)	-21,4 (-40,2)	<0,0001 (<0,0001)
Distância a embarcação de mergulho	0,0002 (0,001)	0,0001 (0,00004)	3,2 (2,1)	0,001 (0,03)
Distância a embarcação de turismo	-0,0002 (0,0004)	0,0001 (0,0004)	-3,3 (-1,1)	0,001 (0,2)
Autovetor 17	14,8	2,7	5,4	<0,0001
Autovetor 48	7,3	1,8	3,9	0,0001
Autovetor 24	4,8	1,7	2,7	0,006
Autovetor 54	-6,1	3,1	-1,9	0,05
Autovetor 42	-2,7	2,1	-1,3	0,1
Autovetor 27	-9,7	2,4	-3,9	0,0001
Autovetor 37	-10,1	1,9	-5,3	<0,0001
Autovetor 118	7,0	1,8	3,8	0,0001
Autovetor 84	5,0	1,5	3,1	0,001
Autovetor 3	-5,1	2,4	-2,0	0,03
Autovetor 33	6,4	2,2	2,8	0,004
Autovetor 75	-7,0	2,9	-2,4	0,01
Autovetor 186	-3,7	1,6	-2,2	0,02
Autovetor 63	-4,8	2,2	-2,2	0,02

Legenda: . Valores em parênteses corresponde aos valores dos coeficientes do GLM.

Em relação aos impactos antrópicos, os odontocetos foram mais comuns até 5km das embarcações de turismo (Figura 48) e mergulho (Figura 49).

Figura 48 - Representação gráfica da variável explanatória distância às embarcações de turismo retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de odontocetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.

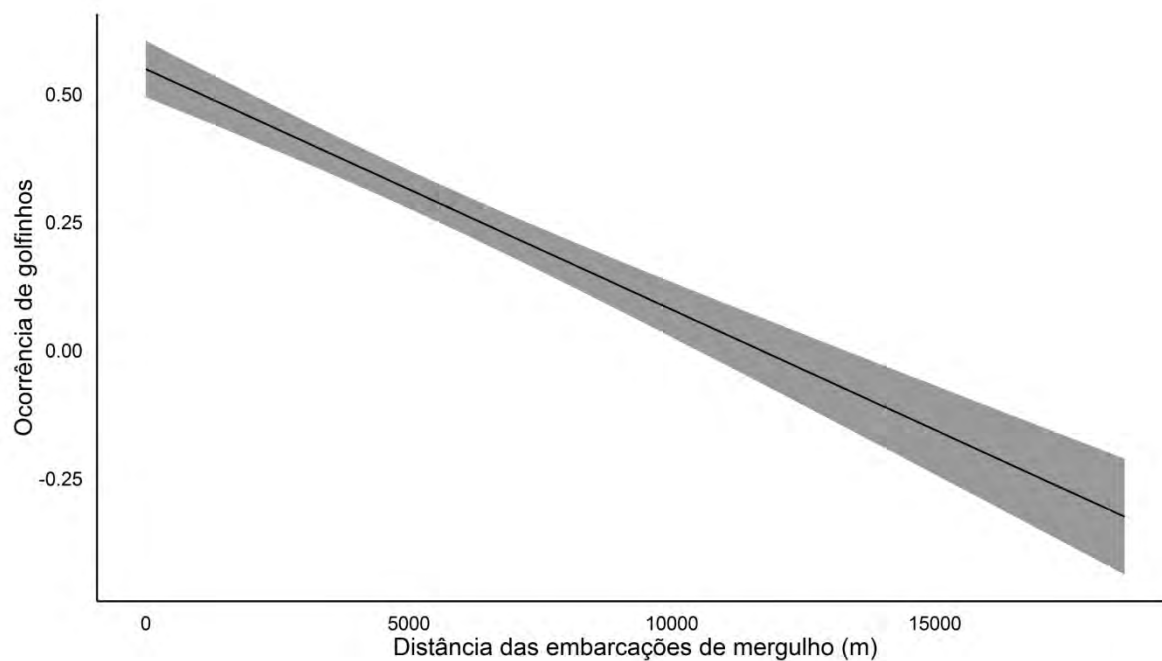
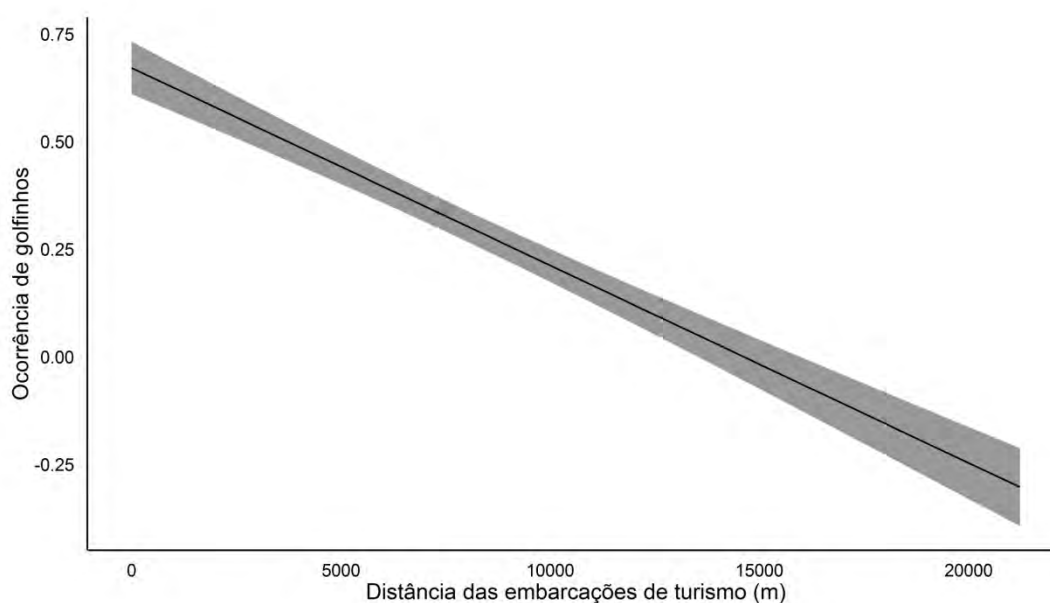


Figura 49 - Representação gráfica da variável explanatória distância às embarcações de mergulho retida no modelo Generalizado Linear com Autovetores Espaciais de melhor ajuste usando-se ocorrência de odontocetos como variável resposta na costa de Cabo Frio, RJ, Brasil.



Para os odontocetos, a predição do melhor modelo com autovetores com as variáveis antrópicas indicou que os golfinhos podem ser encontrados com maior probabilidade tanto próximo quanto mais afastados da costa, especialmente nos arredores do município de Arraial do Cabo (Figura 50). Já as predições do GLM sem autovetores, indicou que os odontocetos podem ser encontrados mais frequentemente mais afastados da costa (Figura 51).

Figura 50 - Predição do uso de habitat dos odontocetos usando o melhor modelo generalizado linear com autovetores apenas com as variáveis antrópicas em Cabo Frio, RJ.

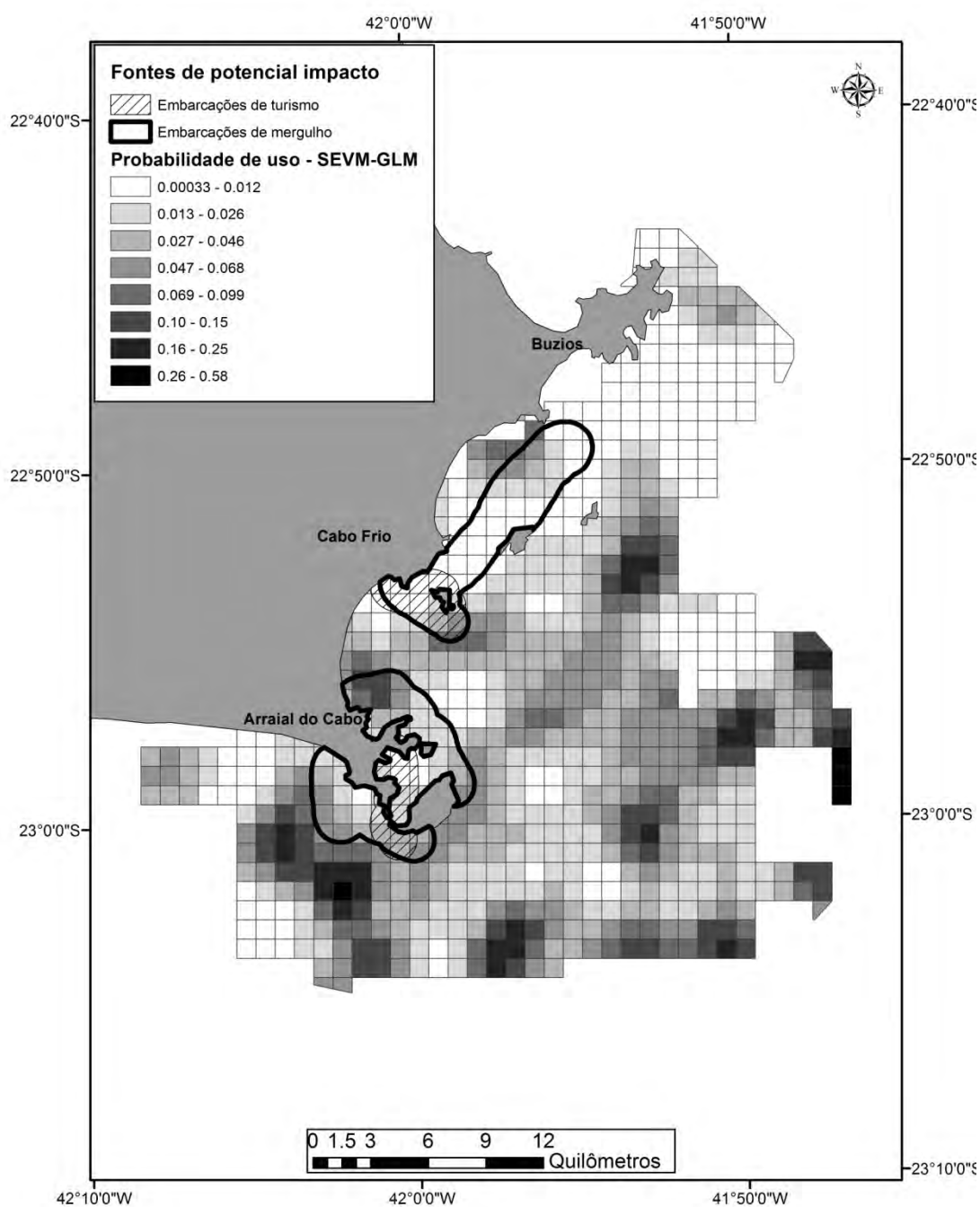
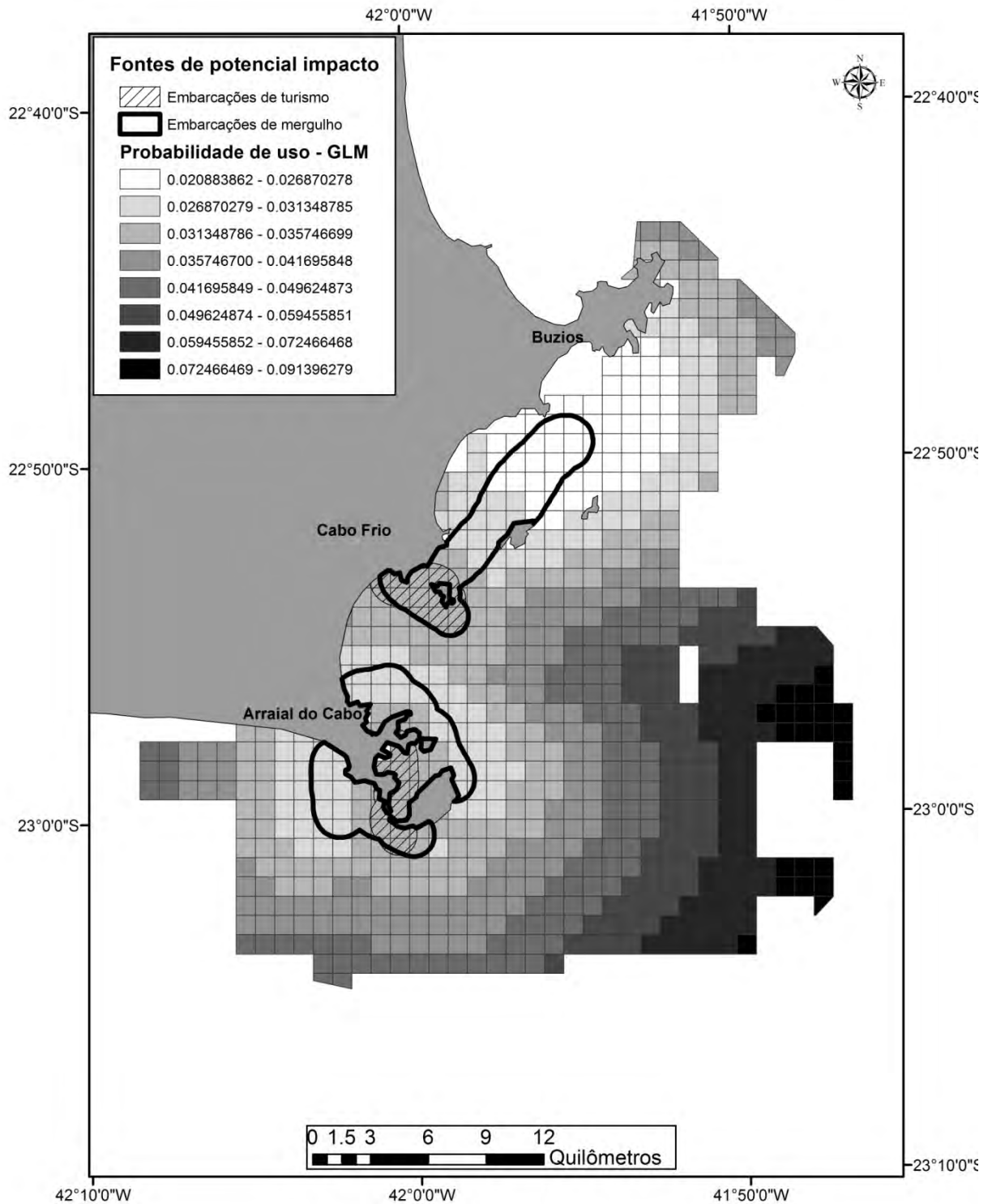
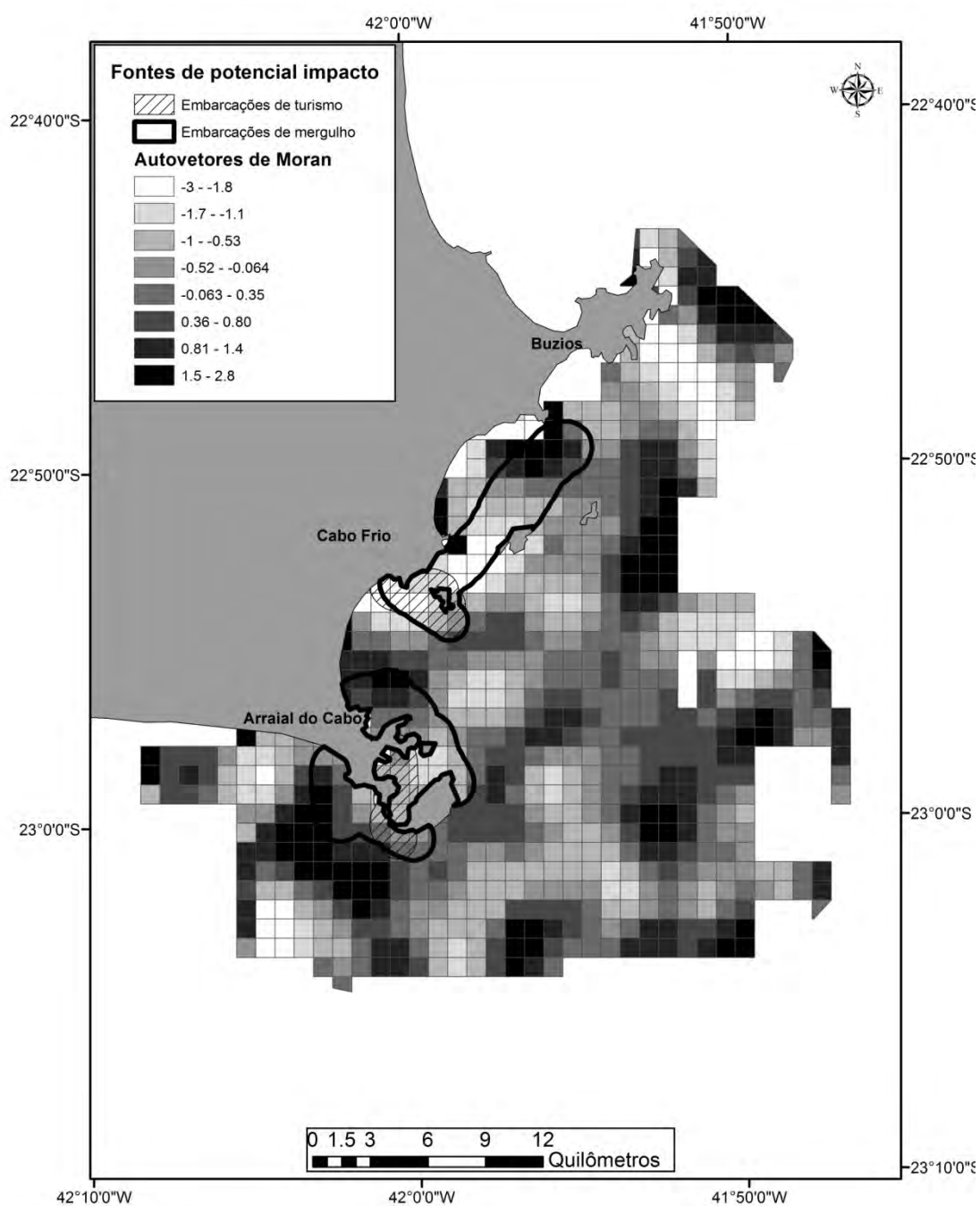


Figura 51 - Predição do uso de habitat dos odontocetos usando o melhor modelo generalizado linear apenas com as variáveis antrópicas em Cabo Frio, RJ



Uma mapa mostrando a combinação linear dos autovetores para os odontocetos é demonstrada na figura 52. Esse mapa indica o padrão espacial da autocorrelação e a variação que não é explicada pelas variáveis independentes. Os calculos da estimação do pseudo-R2 do modelo com o melhor ajuste para os odontocetos usando-se as variáveis antrópicas apenas foi de 0,50.

Figura 52 - Combinação linear dos catorze autovetores de Moran selecionados no modelo de melhor ajuste usando as variáveis antrópicas para odontocetos em Cabo Frio, RJ.



3.4 Discussão

Identificar habitats críticos para os cetáceos é um primeiro passo crucial em direção a sua conservação (Hoyt, 2011). Nesse capítulo, foi identificado pela primeira vez áreas preferencialmente usadas pelos cetáceos (*hotspots*) em uma região de ressurgência englobada por duas UCs. Além do mais, o uso de habitat dos cetáceos foi explicitamente modelado em relação a variáveis fisiográficas, oceanográficas e antrópicas, levando-se em conta problemas derivados da autocorrelação espacial.

Os resultados da modelagem do uso do habitat apresentados neste capítulo indicaram que as características fisiográficas e oceanográficas da área de estudo influenciaram significativamente tanto os mysticetos quanto os odontocetos. Como nos capítulos anteriores, os modelos generalizados lineares com a adição de autovetores provou-se ser mais robusto para ser utilizado face aos problemas de autocorrelação espacial, tanto para os mysticetos quanto para os odontocetos. Em relação aos mysticetos, a ausência da correção para autocorrelação espacial indicou que apenas as variáveis profundidade e distância da costa influenciaram significativamente o uso de habitat das baleias na região. Quando os autovetores foram adicionados no modelo de modo a corrigir a SAC, todas as variáveis oceanográficas foram significativas, portanto, influenciando o uso de habitat pelas baleias. Já para os odontocetos, das cinco variáveis que influenciaram significativamente o uso de habitat levando-se em conta a correção para a SAC, apenas duas variáveis oceanográficas foram detectadas como significativas pelo modelo sem a correção para a SAC. Além disso, no GLM sem a correção para SAC a variável Distância da costa influenciou o uso do habitat, enquanto que no SEVM-GLM não mostrou essa relação. Tais diferenças podem ser importantes não só para o entendimento da relação das espécies com as características do local onde habitam mas também na hora de identificar habitats críticos. Tais diferenças também são observadas, porém em menor grau, nos modelos que incluíram apenas as variáveis antrópicas, principalmente em odontocetos. No GLM sem a correção para a SAC, a variável distância as embarcações de turismo não influencia no uso de habitat pelos odontocetos. Quando há a adição dos autovetores para corrigir a SAC, essa variável se demonstra estatisticamente significativa. Para os tomadores de decisão capazes de regular os locais onde as embarcações de turismo se concentram e se sobrepõem com os golfinhos, tais diferenças podem ser cruciais e de impacto direto para a conservação das espécies.

A predição espacial do melhor GLM sem a adição dos autovetores para os mysticetos indicou que estes ocorrem apenas em locais mais afastados da costa, indicando que estes não podem ser facilmente avistados próximos as ilhas, por exemplo. Quando adicionado os autovetores no modelo, a predição do modelo indicou que além dos locais mais afastados da costa, outra área onde a probabilidade de se encontrar mysticetos também é elevada próxima a ilha de Cabo Frio e o conjunto de ilhas ao redor do município de Cabo Frio. Tais resultados podem ser um reflexo das características biológicas e comportamentais das duas espécies de cetáceos na região. Próxima a ilha de Cabo Frio, a ocorrência da ressurgência é intensa e dessa forma uma região rica em termos de presas para as baleias (Carbonel, 1998). A região é uma importante área reprodutiva para a sardinha brasileira em águas brasileiras (Saccardo e Wongtschowski, 1991), que é influenciada por águas frias e ricas em nutrientes como a ACAS (Paiva e Motta, 2000). A baleia-de-Bryde, espécie mais comum de mysticeto observada, usa a área como local de alimentação, tendo como provável foco as sardinhas, já que esta espécie já foi reportada se alimentando de sardinhas em outras partes do mundo, como no Gabão (De Boer *et al.*, 2010), no Golfo da Califórnia (Salvadeo *et al.*, 2011) e na África do Sul (Penry *et al.*, 2011). Já as baleias-jubarte usam a área de estudo como rota de migração para a região do arquipélago de abrolhos e adjacências, local onde essa população passa o inverno (Zerbini *et al.*, 2004; Rossi-Santos *et al.*, 2008; Andriolo *et al.*, 2010). Dentro da área de estudo, as baleias-jubarte se locomovem em áreas distantes da costa, em águas mais profundas e frias. Dessa forma, a predição espacial do modelo indica dois conjunto de áreas mais utilizadas que é um reflexo das características das espécies no local: baleias-de-Bryde próximo as áreas de alta produtividade e as baleias-jubarte em áreas mais afastadas migrando para o nordeste do Brasil.

Em um estudo conduzido nos fjordes do norte da Patagônia, no Chile, mysticetos também foram influenciados pela distância da costa, sendo mais encontrados próximos a costa (Viddi *et al.*, 2010), ao contrário do observado na presente tese. Em um estudo que modelou a distribuição separadamente de baleias-de-Bryde e baleias-jubarte na costa do Oman, distância da costa foi um fator que influenciou a distribuição das baleias-de-Bryde enquanto profundidade máxima influenciou a distribuição de baleias-jubarte (Corkeron *et al.*, 2011). A profundidade é um fator que influencia a distribuição de muitos mysticetos ao longo do mundo, inclusive de baleias-jubarte, como demonstrada para a Columbia Britânica (Dalla-Rosa *et al.*, 2012), baleias-azuis no sul da Austrália (Gill *et al.*, 2011), baleia-minke antártica na costa do Reino Unido (Anderwald *et al.*, 2012), a baleia-fin no mar mediterrâneo, ao redor da bacia Liguro-Provençal (Druon *et al.*, 2012) e a baleia-franca do atlântico norte, *Eubalaena*

glacialis, na costa sudeste dos Estados Unidos (Gowan e Ortega-Ortiz, 2014). É interessante notar que a profundidade foi um fator significativo no GLM sem a adição de autovetores para os mysticetos (tabela 15). Quando incluiu-se os autovetores a relação mostrou-se não significativa, indicando que possivelmente a relação da profundidade com os mysticetos estava mais relacionada a estruturação espacial da autocorrelação do que de fato com as baleias.

A predição espacial baseada no melhor modelo para os odontocetos indicou que eles tinha uma maior probabilidade de usar as regiões próximas a ilha de Cabo Frio e as regiões próximas as ilhas do município de Cabo Frio. A maior parte dos dados referentes aos odontocetos é sobre *T. truncatus*. Apesar de *S. bredanensis* e *Delphinus sp.* terem sido avistados apenas três vezes na região, as avistagens tiveram características diferentes para cada espécie *Steno bredanensis* foi avistado todas as três vezes próximo a costa ($1,3\text{km} \pm 0,75$; distância máxima = 2,3 km; distância mínima = 410m) e *Delphinus sp.* (mean = $4,1\text{km} \pm 2,25$; distância máxima = 8,4 km e distância mínima = 1,0 km). Neste capítulo, o melhor modelo para os odontocetos também parece refletir diferenças individuais das espécies, principalmente em relação a profundidade. A relação dos odontocetos com a profundidade é bimodal possuindo dois picos de ocorrência: nas profundidades mais baixas, o que reflete a característica de *S. bredanensis*, e nas profundidade mais altas, refletindo *D. capensis*. Em relação as outras variáveis, o melhor modelo indica uma influência da ressurgência no uso de habitat dos odontocetos. Águas frias e com alta concentração de clorofila, indicando regiões de alta produtividade e portanto com grande concentração de presas.

No norte da Patagônia Chilena, os odontocetos foram observados com mais frequência em altas profundidades (Viddi *et al.*, 2010), mas diversos estudos demonstram que a espécie mais comumente avistada na nossa região, *T. truncatus*, é frequentemente encontrada em profundidades menores (*e.g.* Santuário Pelagos – Azzellino *et al.*, 2012; Sul da Espanha – Cañadas *et al.* 2002).

Neste capítulo nós demonstramos baixo grau de sobreposição entre os cetáceos (odontocetos e mysticetos) e as embarcações de turismo e mergulho. A predição espacial dos modelos indicaram que a probabilidade de uso era maior fora da área impactada pelas embarcações, efeito observado com maior força para os mysticetos. Sob essa perspectiva, poderia ser indicado que os barcos de turismo e mergulho não afetam o uso de hábitat das baleias e dos golfinhos da região de Cabo Frio. Entretanto estes resultados devem ser interpretados com cautela, especialmente para os odontocetos. A maior proporção dos barcos de turismo em Cabo Frio operam em águas azuis com alto grau de transparência rodeado por

paisagens de alta beleza cênica. Essas praias se concentram em áreas rasas, calmas e protegidas. Essas condições também são adequadas para grupos de golfinhos, em especial grupos com filhotes. Essas águas geralmente oferecem uma boa oportunidade para cuidar dos filhotes, que são particularmente vulneráveis dado a sua baixa massa muscular (McLellan *et al.* 2002) e baixas condições aeróbicas e anaeróbicas (Noren & Edwards 2007). Águas rasas tendem a ser refúgios ideais para grupos de mãe/filhote (e.g. Weir *et al.* 2008).

Impactos negativos de embarcações em golfinhos e baleias tem ganhado reconhecimento mundial. Os cetáceos podem ser afetados diretamente por colisões (Laist *et al.* 2001), indiretamente pela mudança no comportamento (Lundquist *et al.*, 2012) ou modificando como eles usam o hábitat (Watson-Capps & Mann 2005). Em um estudo conduzido no mar mediterrâneo, ao redor da costa da Grécia, a ocorrência de *Tursiops truncatus* foi alta próxima as fazendas de aquacultura (Bonizzoni *et al.* no prelo). Em outro estudo conduzido na costa da Alemanha, a distribuição de *Phocoena phocoena* foi positivamente associada com a pescaria da galeota, *Hyperoplus spp.* em todas as estações e com a pescaria de espinhel no verão, sugerindo um aumento no risco de captura acidental (Herr *et al.* 2009).

A avaliação da influência do desenvolvimento costeiro nos ambientes marinhos é uma prioridade para manter os oceanos saudáveis. Grandes vertebrados marinhos, como os cetáceos, podem ajudar na avaliação da qualidade os ecossistemas marinhos pelágicos (Fossi *et al.*, 2012). A modelagem da distribuição das espécies associadas as ferramentas de Sistemas de Informação Geográfica pode ser uma sinergia promissora para se investigar problemas de biodiversidade (Lorini *et al.*, 2011). Entretanto, essas ferramentas devem ser usadas apropriadamente para permitir um entendimento de como o ambiente e as atividades humanas podem influenciar no uso de habitat desses animais. Neste capítulo, nos demonstramos explicitamente que dados advindos de coletas não-sistemáticas podem ser usados para modelar o uso de hábitat e identificar o efeito de variáveis antrópicas no uso de habitat dos cetáceos.

É importante ressaltar, entretanto, que os dados são limitados em termos das pressões antrópicas escolhidas e o impacto pode estar subestimado. Diferentes fontes de impacto, como a pressão pesqueira, ruído subaquático e poluição, por exemplo podem influenciar sinergicamente ou individualmente como os cetáceos usam os habitats (Perrin *et al.*, 1994; Zacharias e Gregor 2005; Erbe *et al.*, 2014). Além disso, dado a baixa taxa de avistagem não foi possível modelar o uso de habitat separadamente para as diferentes espécies, assim como para diferentes estações do ano. Entretanto, esse é um importante primeiro passo demonstrando

especificamente a influência das embarcações de turismo e mergulho no uso de habitat dos cetáceos em Cabo Frio.

Foi demonstrado, nesse capítulo, que tanto os mysticetos quanto os odontocetos usaram as duas UCs em proporções semelhantes a área sem UC. Ambas UCs estão sob a influência do sistema de ressurgência. Estas águas frias e ricas em nutrientes são habitats críticos para muitas espécies de organismos marinhos e UCs dentro de áreas de ressurgência devem receber atenção uma vez que protege tanto as comunidades biológicas quanto os processos ecossistêmicos (Hoyt, 2011). A RESEX Arraial do Cabo, a maior UC na área de estudo não possui um plano de manejo que possa regular as atividades que ocorrem dentro de seus limites. Além disso, a existência de uma UC não assegura necessariamente a proteção do ecossistema (Hoyt, 2011). A fiscalização deve ser conduzida para a utilização correta das UCs (Hoyt, 2011). Em 83 saídas de barco em apenas uma ocasião observamos fiscalização em progresso, fazendo com que as diversas atividades turísticas e pesqueiras na região ocorram sem fiscalização.

É importante ressaltar que as UCs na área de estudo não possuem em suas diretrizes a proteção específica de cetáceos. A RESEX Arraial do Cabo é uma reserva de uso sustentável destinada garantir a exploração auto-sustentável e a conservação dos recursos naturais renováveis, tradicionalmente utilizados para pesca artesanal, por população extrativista do Município de Arraial do Cabo (Decreto de criação s/nº, 03 de Janeiro de 1997). A APA Pau Brasil também é uma área de proteção de uso sustentável direcionada a proteção dos últimos remanescentes de pau-brasil localizados nos Municípios de Búzios e Cabo Frio (Decreto de criação n.º 32517/ 23 de Dezembro de 2002). Parte da área dessa UC sobrepõe-se com a região costeira de Cabo Frio. Em outras palavras, as duas UCs localizadas em uma área considerada de extrema importância biológica pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2007) não protegem especificamente essa rica diversidade biológica e os processos únicos de um ecossistema de ressurgência. Além do mais, diversas atividades potencialmente impactantes como a pesca e o turismo náutico são realizadas sem regulação dentro dessas UCs. Com a fiscalização das atividades potencialmente impactantes na região, estas UCs poderão ser habitats adequados para as espécies de cetáceos que usam a região para alimentação, reprodução e migração, mesmo que estas não tenham como diretrizes principais a conservação de cetáceos. Entretanto, como demonstrado neste capítulo, o uso do habitat pelos cetáceos na área de estudo é mais amplo do que os limites de proteção das UCs, o que deve ser levado em conta em relação a conservação dos cetáceos na região de estudo.

CONCLUSÕES

- O uso do modelo com adição de autovetores espaciais se mostrou mais robusto que o modelo generalizado linear regular para todas as espécies estudadas;
- *Balaenoptera edeni* é recorrente em Cabo Frio, RJ e ocorre com maior frequência em temperaturas que variam no mínimo de 20,5°C a 26°C;
- O modelo mais parsimonioso prediz que *Balaenoptera edeni* usa mais frequentemente as regiões próximas a Ilha de Cabo Frio e o conjunto de ilhas próximas ao município de Cabo Frio;
- *Tursiops truncatus* tem seu uso de hábitat influenciado por características da ressurgência, ocorrendo com maior frequência em baixas temperaturas superficiais, com alta variabilidade nas suas medidas e alta concentração de clorofila;
- O modelo mais parsimonioso prediz que *Tursiops truncatus* usa mais frequentemente as regiões próximas a Ilha de Cabo Frio, a praia grande e o conjunto de ilhas próximas ao município de Cabo Frio;
- Tanto misticetos quanto os odontocetos usam em proporções similares as áreas com Unidades de Conservação quanto as áreas sem UCs;
- Os misticetos ocorrem com maior frequência mais afastados da costa, em baixas temperaturas superficiais do mar e com a alta variabilidade nas suas medições;
- A predição do melhor modelo para os misticetos indicou que além dos locais mais afastados da costa, outra área onde a probabilidade de se encontrar misticetos também é elevada é próxima a ilha de Cabo Frio e o conjunto de ilhas ao redor do município de Cabo Frio;
- A relação dos odontocetos com a profundidade é bimodal possuindo dois picos de ocorrência: nas profundidades mais baixas e nas profundidade mais altas. Eles usaram também habitats com águas frias e com alta concentração de clorofila;
- Tanto os misticetos quanto os odontocetos foram encontrados com mais frequência em distâncias de até 5km das embarcações de turismo e mergulho, mas a sobreposição destes com estas áreas não foi alta;

RECOMENDAÇÕES

Na presente tese, foi apresentado pela primeira vez como as diferentes espécies de cetáceos usam a região de Cabo Frio, uma região considerada de importância biológica extremamente alta e quais variáveis do ambiente são capazes de predizer sua distribuição. Além do mais, foi investigada a relação do uso de habitat dos cetáceos com as Unidades de Conservação locais e as atividades antrópicas na região. Os objetivos desta tese contemplaram algumas das metas propostas pelo Plano de Ação Nacional para pequenos cetáceos e grandes cetáceos. Para os pequenos cetáceos são: Minimização da perda de hábitat dos pequenos cetáceos no Brasil nos próximos 5 anos e Avaliação e redução do impacto do turismo e lazer sobre pequenos cetáceos no Brasil nos próximos 5 anos do Plano de Ação Nacional de Pequenos Cetáceos foram realizadas. Para os grandes cetáceos, um total de quatro ações dentro da meta: Implantar um programa de pesquisa com foco na avaliação do status de conservação da espécie *Balaenoptera edeni* do Plano de Ação Nacional de Grandes Cetáceos foram realizadas.

Baseado nos presentes resultados, as seguintes recomendações são propostas:

Recomendações técnicas

- Continuação do monitoramento local, de modo a evidenciar possíveis diferenças anuais, sazonais e entre as espécies em relação a como usam o hábitat (em vigência);
- Expansão da área de estudo de modo a amostrar áreas mais afastadas da costa, assim como áreas próximas ao município de Saquarema, que a literatura reporta a ocorrência de cetáceos e ainda sob a influência da ressurgência (em vigência);
- Comparar a identidade de indivíduos amostrados na área de estudo com outras regiões (foto-identificação), dado a alta capacidade de mobilidade das espécies encontradas na região de estudo (em vigência)
- Implementar a utilização de biópsia para amostras genéticas e de contaminantes assim como de monitoramento via satélite, para aumentar o conhecimento deficiente das espécies no local;
- Adicionar a investigação do impacto da indústria pesqueira sob o uso do hábitat e comportamento dos cetáceos da região;

Recomendações para a conservação

- Aumentar a fiscalização das atividades antrópicas no local, visto a importância biológica da região;
- Propor a criação de uma Unidade de Conservação específica para a conservação do ecossistema de ressurgência e a comunidade biológica inserida nele. A proposta de criação de uma Unidade de Conservação local é sugerida pelo programa de Áreas Prioritárias para a Conservação do Ministério do Meio Ambiente.

REFERÊNCIAS

- AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In Petrov B.N. and Csake F. (eds) Proc 2nd International Symposium on Information Theory. Budapest: Akademiai Kiado, pp. 267–281, 1973
- ANDERWALD, P.; EVANS, P.G.H.; DYER, R.; DALE, A.; WRIGHT, P.J.; HOELZEL A.R. Spatial scale and environmental determinants in minke whale habitat use and foraging. *Marine Ecology Progress Series* 45: 259-274, 2012.
- ANDRIOLO, A.; DA ROCHA, J.M.; ZERBINI, A.N.; SIMÕES-LOPES, P.C.; MORENO, I.B.; LUCENA, A.; DANILEWICZ, D.; BASSOI, M. Distribution and relative abundance of large whales in a former whaling ground off eastern South America. *Zoologia* 27: 741-750, 2010.
- ARCANGELI, A.; MARINI, L; CROSTI, R. Changes in cetacean presence, relative abundance and distribution over 20 years along a trans-regional fixed line transect in the Central Tyrrhenian Sea. *Marine Ecology* 34: 112-121, 2013.
- AUSTIN, M.P. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modeling. *Ecological Modeling* 157: 101-118, 2002.
- AZZELINO, A.; Panigada, S.; Lanfredi, C.; Zanardelli, M.; Airoidi, S.; Notarbartolo di Sciarra, G. Predictive habitat models for managing marine areas: Spatial and temporal distribution of marine mammals within the Pelagos Sanctuary (Northwestern Mediterranean sea). *Ocean & Coastal Management* 67: 63-74, 2012.
- BAILEY H.; CORKREY, R.; CHENEY, B.; THOMPSON, P.M. Analyzing temporally correlated dolphin sightings data using generalized estimating equations. *Marine Mammal Science* 29: 123-141, 2013.
- BARROS, N.B.; WELLS, R.S. 1998. Prey and feeding patterns of resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Sarasota Bay, Florida. *Journal of Mammalogy* 79: 1045-1059.
- BARTON, K. MuMin: Multi-model inference. R package version 1.10.5. Acesso em: 23 fev 2014
- BEJDER, L.; DAWSON, S.M.; HARRAWAY, J.A. Responses by Hector's dolphins to boats and swimmers in Porpoise Bay, New Zealand. *Marine Mammal Science* 15:738-750, 1999.
- BEST, P.B. Distribution and population separation of Bryde's whale *Balaenoptera edeni* off southern Africa. *Marine Ecology Progress Series*, 220: 277–289, 2001.
- BEST, P.B. Two allopatric forms of Bryde's whale off South Africa. *Reports of International Whaling Commission (Edição especial)* 1:10–38, 1977.

- BLASI, M.F; BOITANI, L. Modelling fine-scale distribution of the bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* using physiographic features on Filicudi (southern Tyrrhenian Sea, Italy). *Endangered Species Research* 17: 269-288, 2012.
- BIVAND, R.; ALTMAN, M.; ANSELIN, L.; ASSUNÇÃO, R.; BERKE, O.; BERNAT, A.; BLANCHET, G.; BLANKMEYER, E.; CARVALHO, M.; CHRISTENSEN, B.; CHUN, Y.; DORMANN, C.; DRAY, S.; HALBERSMA, R.; KRAINSKI, E.; LEGENDRE, P.; LEWIN-KOH, N.; LI, H.; MA, J.; MILLO, G.; MUELLER, W.; ONO, H.; PERES-NETO, P.; PIRAS, G.; REDER, M.; TIEFELSDORF, M.; YU, D. (2013) *spdep: Spatial dependence: weighting schemes, statistics and models*. R package version 0.5-56. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=spdep>> Acesso em: 15 mar 2013
- BRÄGER, S.; HARRAWAY, J. A.; MANLY, B. F. J. Habitat selection in a coastal dolphin species (*Cephalorhynchus hectori*). *Marine Biology* 143: 233–244, 2003.
- BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. Multimodel Inference Understanding AIC and BIC in Model Selection. *Sociological Methods and Research* 33: 261-304, 2004.
- CALADO, L., GANGOPADHYAY, A., SILVEIRA, I.C.A., 2006. A parametric model for the Brazil current meanders and eddies off southeastern Brazil. *Geophysical Research Letters* 33, L12602.
- CAÑADAS, A.; SAGARMINAGA, R.; GARCÍA-TISCAR, S. Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 49: 2053-2073, 2002.
- CAÑADAS A.; SAGARMINAGA R.; DE STEPHANIS R.; URQUIOLA E. AND HAMMOND P.S. Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquatic Conservation and Marine Freshwater Ecosystem* 15: 495-521, 2005.
- CARBONEL, C. Modelling of upwelling in the coastal area of Cabo Frio (Rio de Janeiro - Brazil). *Revista Brasileira de Oceanografia* 46: 1 -17, 1998.
- CARVALHO, M.S.; ROSSI-SANTOS, M.R. Sightings of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in Trindade island, South Atlantic Ocean. *Marine Biodiversity Records* 4: 1-4, 2011.
- CLAPHAM, P. Humpback whales. In: PERRIN, W.F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J.G.M. (eds) *Encyclopedia Of Marine Mammals*. Chicago: Academic Press; pp. 582-585, 2008.
- CLAPHAM, P.J.; MEAD, J.G. Megaptera novaeangliae. *Mammalian Species*, 604: 1-9. 1999.
- CONNOR, R.C.; READ, A.J. WRANGHAM, R. Male reproductive strategies and social bonds. In: MANN, J., CONNOR, RC, TYACK, P. ; WHITEHEAD H. (eds.). *Cetacean societies: Field studies of dolphins and whales*. Chicago: The University of Chicago Press, p.247-269, 2000.
- CORKERON, P.J.; MINTON, G.; COLLINS, T.; FINDLAY, K.; WILLSON, A.; BALDWIN, R. Spatial models of sparse data to inform cetacean conservation planning: an example from Oman. *Endangered Species Research* 15: 39-52, 2011.

- CORSON W.H. Manual global de ecologia. 2002. São Paulo: Augustus. 413p.
- COSTA, D. Energetics. In: PERRIN, W.F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J.G.M. (eds) Encyclopedia Of Marine Mammals. Chicago: Academic Press; pp. 383-390, 2008.
- DALLA ROSA, L.; FORD, J.K.; TRITES A.W. Distribution and relative abundance of humpback whales in relation to environmental variables in coastal British Columbia and adjacent waters. Continental Shelf Research 36: 89-104, 2012.
- DAURA-JORGE, F.G.; CANTOR, M.; INGRAN, S.N.; LUSSEAU, D.; SIMÕES-LOPES, P.C. The structure of a bottlenose dolphin society is coupled to a unique foraging cooperation with artisanal fishermen. Biology letters 8: 702-705, 2012.
- DAURA-JORGE, F.G.; Ingram, S.; Simões-Lopes, P.C. Seasonal abundance and adult survival of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a community that cooperatively forages with fishermen in southern Brazil. Marine Mammal Science 29: 293-311, 2013.
- DE BOER, M.N. Cetacean distribution and relative abundance in offshore Gabonese waters. Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom 90: 1613-1621, 2010.
- DE LEO, F.C.; PIRES-VANIN, A.M.S. Benthic megafauna communities under influence of the SACW (South Atlantic Central Water) intrusion onto the Brazilian Southeastern shelf: a comparison between an upwelling and a non-upwelling ecosystem. Journal of Marine Systems 60: 268 – 284, 2006.
- DI BENEDITTO, A.P.M.; RAMOS, R.M.A.; SICILIANO, S.; DOS SANTOS, R. A.; BASTOS, G.; FAGUNDES-NETO, E. Stomach contents of delphinids from Rio de Janeiro, southeastern Brazil. Aquatic Mammals 27: 24-28, 2001.
- DORMANN, C.F. Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. Global Ecology Biogeography 16: 129-138, 2007.
- DORMANN, C.F.; MCPHERSON, J.; ARAÚJO, M.; BIVAND, R.; BOLLIGER, J.; CARL, G.; DAVIES, R.G.; HIRZEL, A.; JETZ, W.; DANIEL-KISSLING, W.; KÜHN, I.; OHLEMÜLLER, R.; PERES-NETO, P.R.; REINEKING, B.; SCHRÖDER, B.; SCHUUR, F.M.; WILSON, R. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. Ecology 88(5): 609-628, 2007.
- DRUON et al. Potential feeding habitat of fin whales in the western Mediterranean Sea: an environmental niche model. MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES. 464: 289–306, 2012
- ENGEL, M.H. *et al.* Mitochondrial DNA diversity of the Southwestern Atlantic humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) breeding area off Brazil, and the potential connections to Antarctic feeding areas. Conservation Genetics, 9: 1253-1262, 2008.
- ERBE, C.; WILLIAMS, R.; SANDILANDS, D.; ASHE, E. Identifying Modeled Ship Noise Hotspots for Marine Mammals of Canada's Pacific Region. PLOS ONE 9 (3): 1-10, 2014.

ESPÉCIE, M.A.; TARDIN, R.H.O.; SIMÃO, S.M. Degrees of residence of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in Ilha Grande Bay; south-eastern Brazil: a preliminary assessment. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom* 90: 1633-1639, 2010.

ESTES, J.A.; TIKER, M.T.; WILLIAMS, T.M.; DOAK, D.F. Killer Whale Predation on Sea Otters Linking Oceanic and Nearshore Ecosystems. *Science* 282: 473-476, 2008.

FERREIRA, C.E.L.; FLOETER, S.R.; GASPARINI, J. L.; FERREIRA, B. P.; JOYEUX, J. C. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *Journal of Biogeography* 31: 1093-1116, 2004.

FORCADA, J. Distribution. Pages 316-321. *in* W.F. Perrin, B. Würsig and J.G.M. Thewissen, eds. *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, Chicago, 2008.

FORNEY, K. Environmental models of cetacean abundance: reducing uncertainty in population trends. *Conservation Biology* 14: 1271-1286, 2001.

FORNEY, K.; BARLOW, J. Seasonal patterns in the abundance and distribution of California cetaceans. *Marine Mammal Science* 14: 460-489, 1998.

FORNEY, K.A.; FERGUSON, M.C.; BECKER, E.A.; FIEDLER, P.C.; REDFERN, J.V.; BARLOW, J.; VILCHIS, I.L.; BALANCE, L.T. Habitat-based spatial models of cetacean density in the eastern Pacific Ocean. *Endangered Species Research* 16: 113-133, 2012.

FORTIN, M. J.; DALE, M. R.. Spatial autocorrelation in ecological studies: a legacy of solutions and myths. *Geographical Analysis* 41(4): 392-397, 2009.

Fossi *et al.* The role of large marine vertebrates in the assessment of the quality of pelagic marine ecosystems. *Marine Environmental Research* 77: 156-158, 2012.

FOX, J.; WEISBERG, S. *An R companion to applied regression*. 2.ed. Thousand Oaks, California: [s.ed.], 2011.

FRUET, P.F.; SECCHI, E.R.; DiTULLIO, J.; KINAS, P.G. Abundance of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Cetacea: Delphinidae), inhabiting the Patos Lagoon estuary, southern Brazil: Implications for conservation. *Zoologia* 28: 23-30, 2011.

FULLING, G.L., THORSON, P.H., RIVERS, J. Distribution and abundance estimates for cetaceans in the waters off guam and the commonwealth of the Northern Mariana Islands. *Pacific Science* 65: 321-343.

GANDRA, A. Comitê Gestor garantirá funcionamento de reserva marinha no estado do Rio de Janeiro. Disponível: < <http://www.agenciabrasil.gov.br/noticias/2009/01/05/materia.2009-01-05.4533035092/view>> Acesso em: 19 out 2009.

GANNON, D.P.; WAPLES, D.M. Diets of coastal bottlenose dolphins from the U.S. Mid-Atlantic coast differ by habitat. *Marine Mammal Science* 20: 527-545, 2004.

GARAFFO, G.; DANS, S.L.; PEDRAZA, S.N.; CRESPO, E.A.; DEGRATTI, M. Habitat use by dusky dolphin in Patagonia: how predictable is their location? *Marine Biology* 152: 165-177, 2007.

GARAFFO, G.; DANS, S.L.; PEDRAZA, S.N.; DEGRATTI, M.; SCHIAVINI, A.; GONZÁLEZ, A.; CRESPO, E.A. Modeling habitat use for dusky dolphin and Commerson's dolphin in Patagonia. *Marine Ecology Progress Series* 421: 217–227, 2011.

GILL *et al.*, 2011. Blue whale habitat selection and within-season distribution in a regional upwelling system off southern Australia. *Marine Ecology Progress Series* 421: 243–263, 2011.

GOWAN, T.A.; ORTEGA-ORTIZ, J.G. Wintering habitat model for the north atlantic right whale (*eubalaena glacialis*) in the southeastern united states *PLoS ONE* 9 (4): 95126, 2014.

GONÇALVES, L.; ANDRIOLLO, A. Ocorrência; distribuição e comportamento de Baleias-de-Bryde (*Balaenoptera edeni* Anderson; 1879) (Cetacea; Mysticeti) em áreas costeiras e oceânicas do sudeste do Brasil. *Zoociências* 8: 213, 2006.

GRIFFITH, D.A.; PERES-NETO, P.R. Spatial modeling in ecology: the flexibility of eigenfunction spatial analysis. *Ecology* 87: 2603-2613, 2006.

GROCH, K.R.; PALLAZZO JR, J.T.; FLORES, P.A.C.; ADLER, F.R.; FABIAN, M.E. Recent rapid increases in the Brazilian right whale population. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 4: 41-48, 2005.

HARRIS, G.M.; RUSSEL, G.J.; VAN AARDE, R.I; PIMM, S.L. Rules of habitat use by elephants *Loxodonta africana* in southern Africa: insights for regional management. *Oryx* 42: 66-75, 2008.

HASTIE, G.D.; SWIFT, R.J.; SLESSER, G.; THOMPSON, P.; TURREL, W.M. Environmental models for predicting oceanic dolphin habitat in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science* 62: 760-770, 2005.

HERR, H.; FOCK, H.; SIEBERT, U. Spatio-temporal associations between harbour porpoise *Phocoena phocoena* and specific fisheries in the German Bight. *Biological Conservation* 142: 2962–2972, 2009.

HOYT, E. *Marine Protected Areas For Whales, Dolphins And Porpoises: A World Handbook for Cetacean Habitat Conservation*. 2.ed. Sterling, London, Earthscan, 2011.

IUCN (2013) Redlist of threatened species. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/>> Acesso em: 4 de abril 2014.

IWC. 1998. Annex G - Report of the sub-committee on comprehensive assessment of Southern Hemisphere humpback whales. Report of the International Whaling Commission, 48: 170-182.

IWC. 2005. Report of the Scientific Committee. Annex H - Report of the sub-committee on other southern hemisphere whale stocks. *Journal of Cetacean Research and Management*, 7(Suppl.): 235-246.

JAQUET, N.; GENDRON, D. Distribution and relative abundance of sperm whales in relation to key environmental features, squid landings and the distribution of other cetacean species in the Gulf of California, Mexico. *Marine Biology* 141: 591–601, 2002.

JEFFERSON, T.A. Rough-toothed dolphin. In: PERRIN, W.F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J.G.M. (eds) Encyclopedia of Marine Mammals. Chicago: Academic Press; pp. 158-162, 2008.

KARCZMARSKI, L.; COCKCROFT, V. C.; MCLACHLAN, A. Habitat use and preferences of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. Marine Mammal Science 16: 65-79, 2000.

KATO, H.; PERRIN W.F. Bryde's Whale. 2008. In: PERRIN, W.F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J.G.M. (eds) Encyclopedia of Marine Mammals. Chicago: Academic Press. p. 158-162.

KEIPER, C.A.; AINLEY, D.G.; ALLEN, S.G.; HARVEY, J.T. Marine mammal occurrence and ocean climate off central California; 1986 to 1994 and 1997 to 1999. Marine Ecology Progress Series 289: 285-306, 2005.

KELLER *et al.* North atlantic right whale distribution in relation to sea-surface temperature in the southeastern United States calving grounds. Marine Mammal Science 22: 426-445, 2006.

LAIST, D.W., KNOWLTON, A.R., MEAD, J.G., COLLET, A.S., PODESTA, M., 2001. Collisions between ships and whales. Marine Mammal Science 17: 35-75.

LEGENDRE, P. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? Ecology 74: 1659-1673, 1993.

LEHNER, P.N. Handbook of ethological methods. 2nd ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1992.

LICHSTEIN, J.W.; SIMONS, T.R.; SHRINER, S.A.; FRANZREB, K.E. Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology. Ecological Monographs 72: 445-463, 2002.

LLOYD, N.J.; MAC NALLY, R.; LAKE P.S. Spatial autocorrelation of assemblages of benthic invertebrates and its relationship to environmental factors in two upland rivers in southeastern Australia. Diversity and Distributions 11: 375-386, 2005.

LODI, L. BOROBIA, M. Baleias, botos e golfinhos do Brasil. 2. ed. 479p. 2013.

LODI, L.; WEDEKIN, L.L.; ROSSI-SANTOS, M.R.; MARCONDES, M.C. Movements of the Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Rio de Janeiro state, southeastern Brazil. Biota Neotropica 8: 205-209, 2008.

LODI, L. ; CANTOR, M. ; DAURA-JORGE, F.G. ; MONTEIRO-NETO, C. A missing piece from a bigger puzzle: declining occurrence of a transient group of bottlenose dolphins off Southeastern Brazil. Marine Ecology (Berlin)

LORINI, M.; PAESE, A.; UEZU, A. GIS and Spatial Analysis Meet Conservation: a Promising Synergy to Address Biodiversity Issues. Natureza & Conservação 9(2):129-144, 2011.

- LUNDQUIST, D.; GEMMEL, N.J.; WÜRSIG, B. Behavioural Responses of Dusky Dolphin Groups (*Lagenorhynchus obscurus*) to Tour Vessels off Kaikoura, New Zealand. *Plos One* 7: 1-9, 2012.
- MACLEOD, C.D.; Hauser, N.; PECKHAM, H. diversity, relative density and structure of the cetacean community in summer months east of Great Abaco, Bahamas. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom* 84: 469-474, 2004.
- MARTIN, B.; MOORS-MURPHY, H. Analysis of Northern bottlenose whale pulses and associated reflections recorded from the Gully Marine Protected Area. *Proceedings of Meetings on Acoustics* 19: 010045, 2013
- MILLER, R.V.; RUGH, D.J.; JOHNSON, J.H. The distribution of bowhead whales, *Balaena mysticetus*, in the Chukchi Sea. *Marine Mammal Science* 2 : 214-222, 1986.
- MORAES *et al.*. A leitura da gestão socioambiental da reserva Extrativista marinha de arraial do cabo sob a ótica dos Pescadores locais. Projeto Petrobrás Ambiental. 2009.
- MORENO, I. B.; OTT, P. H.; TAVARES, M.; OLIVEIRA, L.R.; DANILEWICZ, D.; SICILIANO, S; BONNATO, S.L. Os cetáceos com ênfase no golfinho-nariz-de-garrafa, *tursiops truncatus* (montagu, 1821). In: Viana, D.L.; Hazin, F.H.V.; De Souza, M.A.C. O Arquipélago de São Pedro e São Paulo: 10 anos de Estação Científica. 2009.
- NOREN, S.R.; EDWARDS, E.F. Physiological and behavioral development in dolphin calves: implications for calf separation and mortality due to tuna purse-seine sets. *Marine Mammal Science* 23: 15–29, 2007.
- NOTARBARTOLO DI SCIARA, G., AGARDI, D., HYRENBACH, D., SCOVAZZI, T., VAN KLAVEREN, P. The Pelagos Sanctuary for mediterranean marine mammals. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem* 18: 367–391, 2008.
- PAIVA, M.P.; MOTTA, P.C.S. Cardumes da sardinha-verdadeira; *Sardinella brasiliensis* (Steindachner); em águas costeiras do estado do Rio de Janeiro; Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 215: 339-346, 2000.
- PAINE, R.T. 1995. A conversation on redefining the concept of keystone species. *Conservation Biology* 9 (4): 962-964.
- PASTENE L.A.; OSHUMI, S. A brief review of the information on distribution and stock identity of Bryde's whales (*Balaenoptera edeni*) in the eastern South Pacific. Paper SC/50/CAWS6 presented to the IWC Scientific Committee; June 1998 (unpublished). 18p
- PASTENE, L.A.; ACEVEDO, J.; SICILIANO, S.; SHOLL, T.C.C.; De MOURA, J. F.; OTT, P.H.; AGUAYO-LOBO, A. 2012. Population genetic structure of the South American Bryde's whale. Paper SC/64/SH7 presented to the IWC Scientific Committee (unpublished). 13p.
- PATE, S.M.; MCFEE, W.E. Prey Species of Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) from South Carolina Waters. *Southeastern Naturalist*, 11(1):1-22. 2012.

- Penry, G.S.; COCKCROFT, V.G.; HAMMOND, P.S. Seasonal fluctuations in occurrence of inshore Bryde's whales in Plettenberg Bay, South Africa, with notes on feeding and multispecies associations. *African Journal of Marine Science*, 33:3, 403-414.
- PERRIN, W.; DONOVAN, G.; BARLOW, J. Report of the workshop on mortality of cetaceans in passive fishing nets and traps. Report of International Whaling Commission, 15: 1 – 73, 1994.
- PICANÇO, C., CARVALHO, I., BRITO, C. Occurrence and distribution of cetaceans in São Tomé and Príncipe tropical archipelago and their relation to environmental variables. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89 (5): 1071-1076, 2009.
- PIROTTA, E.; MATHIOPOULOS, J.; MACKENZIE, M.; SCOTT-HAYWARD, L.; RENDELL, L. Modelling sperm whale habitat preference: a novel approach combining transect and follow data. *Marine Ecology Progress Series* 436: 257-272, 2011.
- POWELL, R.A. Animal home ranges and territories and home range estimators. In Boitani L. and Fuller T.K (eds). *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. New York; NY: Colombia University Press; pp. 65–110. 2000.
- R CORE TEAM . R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2012.
- REDFERN, J.V.; FERGUSON, M.C.; BECKER, E.A.; HYRENBACH, K.D.; GOOD, C.; BARLOW, J.; KASCHNER, K.; BAUMGARTNER, M.F.; FORNEY, K.A.; BALANCE, L.T.; FAULCHALD, P.; HALPIN, P.; HAMAZAKI, T.; PERSHING, A.J.; QIAN, S.S.; READ, A.; REID, S.B.; TORRES, L.; WERNER, F. Techniques for cetacean-habitat modeling. *Marine Ecology Progress Series* 310: 271–295, 2006.
- Roberge, J.M.; Angelstam, P. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18: 76-85, 2004
- ROCHA-CAMPOS, C.C.; CÂMARA, I.G. Plano de Ação Nacional para Conservação dos Mamíferos Aquáticos: Grandes Cetáceos e Pinípedes. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2011.
- ROSSI-SANTOS, M.R., NETO, E.S., BARACHO, C.G., Cipolotti, S.R., et al. 2008. Occurrence and distribution of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) on the north coast of the State of Bahia, Brazil, 2000–2006. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 667-673, 2008.
- SACCARDO, S.A.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. Biologia e avaliação do estoque da sardinha *Sardinella brasiliensis*: uma compilação. *Atlântica* 13: 29 – 43, 1991.
- SALVADEO, C.J., FLOREZ-RAMIREZ, S.; GOMÉZ-GALLARDO, U.; MACLEOD, C. LLUCH-BELDA, D.; JAUME-SCHINKEL, S.; URBAN, J. Bryde's whale (*Balaenoptera edeni*) in the southwestern Gulf of California: Relationship with ENSO variability and prey availability. *Ciencias Marinas* 37(2): 215–225, 2011.

SANTOS, M. E.; CONIGLIONE, C., LOURO, S. Feeding behaviour of the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) in the Sado estuary, Portugal, and a review of its prey species. *Revista Brasileira de Zoociências* 9(1): 31-39, 2007.

SICILIANO, S.; SANTOS, M.C.O.; VICENTE, A.F.C.; ALVARENGA, F.S.; ZAMPIROLI, E.; BRITO-JR, J.L.; AZEVEDO, A.F.; PIZZORNO, J.L.A. Strandings and feeding records of Bryde's whales (*Balaenoptera edeni*) in south-eastern Brazil. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom* 84: 857–859, 2004.

SILBER, G.K., NEWCOMER, M.W., SILBER, P.C., PEREZ-CORTES, M.H., ELLIS, G.M. Cetaceans of the northern Gulf of California: Distribution, occurrence, and relative abundance. *Marine Mammal Science*, 10 (3): pp. 283-298, 1994.

SILVA, M.A.; PRIETO, R.; MAGALHÃES, S.; SEABRA, M.I.; MACHETE, M.; HAMMOND, P. Incorporating information on bottlenose dolphin distribution into marine protected area design. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem* 22: 122–133, 2012.

SIMMAM. (2014). Sistema de Apoio ao Monitoramento de Mamíferos Marinhos. Disponível em: <<http://simmam.acad.univali.br/site/>> Acesso em: 20 mar 2014

STEVICK, P.T., GODOY, L.P., MCOSKER, M., ENGEL, M.H. & ALLEN, J. A note on the movement of a humpback whale from Abrolhos Bank, Brazil to South Georgia. *Journal of Cetacean Research and Management*, 8: 297–300, 2006.

TERSHEY, B. Body size; diet; habitat use; and social behavior of *Balaenoptera* whales in the Gulf of California. *Journal of Mammalogy* 73: 477-486, 1992.

TOROPOVA, C. 2010. Global Ocean Protection: Present Status and Future Possibilities. Agence des aires marines protégées/IUCN WCPA/UNEP CMC/TNC/UNU/WCS, Brest, France/Gland, Switzerland, Washington, DC and New York, USA/Cambridge, UK/Arlington, USA/Tokyo, Japan/New York, USA, 96 p. 2010.

VALENTIN, J.L. Spatial structure of the zooplankton community in the Cabo Frio region (Brazil) influenced by coastal upwelling. *Hydrobiologia* 113: 183-199, 1984.

VIDDI, F.A.; HUCKE-GAETE, R.; TORRES-FLOREZ, J.P.; RIBEIRO, S. Spatial and seasonal variability in cetacean distribution in the fjords of northern Patagonia; Chile. *ICES Journal of Marine Science* 67: 959-970, 2010.

VISSER, F.; HARTMAN, K.L.; ROOD, E.J.J.; HENDRIKS, A.J.E.; ZULT, D.B.; WOLFF, W.J.; HUISMAN, J.; PIERCE, G.J. Risso's dolphins alter daily resting pattern in response to whale watching at the Azores. *Marine Mammal Science* 27: 366-381, 2011.

WATSON-CAPPS JJ, MANN J. 2005. The effects of aquaculture on bottlenose dolphins (*Tursiops* sp.) ranging in Shark-Bay, Western Australia. *Biological Conservation* 124: 519–526.

- WEDEKIN, L.L.; DAURA-JORGE, F.G.; ROSSI-SANTOS, M.R.; SIMÕES-LOPES, P.C. Notas sobre a distribuição, tamanho de grupo e comportamento do golfinho *Tursiops truncatus* (Cetacea: Delphinidae) na Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biota Neotropica* 8: 225-229.
- WEIR, J.S.; DUPREY, N.M.T.; WÜRSIG, B. Dusky dolphin (*Lagenorhynchus obscurus*) subgroup distribution: are shallow waters a refuge for nursery groups? *Canadian Journal of Zoology* 86: 1225-1234, 2008.
- WEIR, C.R.; MACLEOD, C.D.; PIERCE, G.J. Habitat preferences and evidence for niche partitioning amongst cetaceans in the waters between Gabon and Angola; eastern tropical Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92: 1735-1749, 2012.
- WELLS, R. S. The role of long-term study in understanding the social structure of a bottlenose community. Pages 199-225. *in*: PRYOR, K.; NORRIS, K.S. (eds). *Dolphin societies: Discoveries and puzzles*. University of California Press, Los Angeles, 1991.
- WELLS, R.S.; SCOTT, M. Common bottlenose dolphin. Pages 255-259. *in*: Perrin, W.F., B. Würsig and J.G.M. Thewissen, eds. *Encyclopedia of Marine Mammals*, Academic Press, Chicago, 2008.
- WISEMAN, N.; STOCKIN, K.A.; SCOTT-BAKER, C. Seasonal occurrence and distribution of Bryde's whales in the Hauraki Gulf; New Zealand. *Marine Mammal Science* 27: 253-267, 2011
- ZACHARIAS, M.A.; GREGR, E.J. Sensitivity and vulnerability in marine environments: an approach to identifying vulnerable marine areas. *Conservation Biology* 19: 86-97, 2005.
- ZERBINI, A.N.; SECCHI, E.R.; SICILIANO, S.; SIMÕES-LOPES, P.C. A review of the occurrence and distribution of whales of the genus *Balaenoptera* along the Brazilian coast. *Reports of the International Whaling Commission* 47: 407-419, 1997.