JULIANA ALMEIDA KOLLING

**A pesca do camarão-sete-barbas na área marinha costeira do porto de Santos-
SP e adjacências**

**São Paulo
(2018)**

JULIANA ALMEIDA KOLLING

**A pesca do camarão-sete-barbas na área marinha costeira do porto de Santos-
SP e adjacências**

Tese apresentada à Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo para obtenção
do título de Doutora em Ciências

**São Paulo
(2018)**

JULIANA ALMEIDA KOLLING

**A pesca do camarão-sete-barbas na área marinha costeira do porto de Santos-
SP e adjacências**

Tese apresentada à Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo para obtenção
do título de Doutora em Ciências

Área de Concentração: Engenharia de
Transportes – Informações Espaciais

Orientador: Prof. Dr. José Alberto
Quintanilha

**São Paulo
(2018)**

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, _____ de _____ de _____

Assinatura do autor: _____

Assinatura do orientador: _____

Catálogo-na-publicação

Kolling, Juliana Almeida

A pesca do camarão-sete-barbas na área marinha costeira do porto de Santos-SP e adjacências / J. A. Kolling -- versão corr. -- São Paulo, 2018.
169 p.

Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.
Departamento de Engenharia de Transportes.

1.Geoprocessamento 2.Portos {Santos(SP)} 3.Pesca I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Transportes II.t.

A Deus, por iluminar e guiar meu caminho.

Ao meu marido, Thiago, pelo amor incondicional, carinho, apoio, parceria, compreensão e acima de tudo pela paciência.

Ao meu filho, Caíque, que nasceu no meio do processo, e mudou minha vida, me dando forças além do que podia imaginar.

A minha mãe, pai, irmãos, e demais familiares, que me incentivaram e ajudaram sempre que precisei.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço ao professor José Alberto Quintanilha, pela orientação, amizade e confiança.

Ao Laboratório de Geoprocessamento da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – USP pelo suporte e pelas amizades. Especialmente a Profa. Mariana Giannotti, que sempre esteve disposta a ajudar com todo seu conhecimento e carisma. E as demais amigas que fiz lá, Claudia, Janaína e Dani.

Ao Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira de São Paulo, do Instituto de Pesca, pelos dados cedidos e apoio. Especialmente ao Dr. Antônio Olinto Ávila-da-Silva.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida.

Aos parceiros da UNISANTA, Mário e João, pela força dada sempre que precisei.

“Inteligência é a capacidade de se adaptar à mudança. ”

Stephen Hawking

RESUMO

Ecossistemas marinhos costeiros são explorados por diversas atividades, como a portuária e a pesca, gerando impactos ambientais, além de interferências entre elas, visto que, frequentemente, apresentam sobreposição espacial na área de atuação. A identificação e avaliação dos padrões espaço-temporais e interações entre essas atividades são de extrema importância para a realização de um manejo eficaz, considerando os diversos usos de forma integrada. Esta Tese visa avaliar espaço-temporalmente a variação da pesca de arrasto-duplo de pequeno porte, e na abundância de sua espécie alvo, o camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), na região do Porto de Santos, SP, Brasil, e áreas adjacentes, durante um período de 6 anos (2009 a 2014). Modelos lineares generalizados foram aplicados aos dados de captura e esforço pesqueiro da espécie, e a partir dos coeficientes destes, foi calculada a captura-por-unidade-de-esforço (CPUE; kg/ dia de pesca) padronizada por célula de 1 milha náutica (MN) de lado e ano, a qual é representativa da abundância da espécie. Técnicas de semivariograma e krigagem foram utilizadas para avaliar a existência de dependência espacial nos dados e estimar os valores da CPUE em locais não amostrados. Geovisualizações tridimensionais interativas foram aplicadas para identificar padrões espaço-temporais na variação das áreas preferenciais das pescarias e da abundância da espécie. Foram ajustados modelos esféricos de semivariograma, os quais mostraram padrão de dependência espacial e foram utilizados para estimar a abundância da espécie nos vazios amostrais. Concluiu-se que, durante o período analisado as operações de pesca de arrasto-duplo de pequeno porte, na área de interferência do porto de Santos, apresentaram padrões de variação espaço-temporal relacionados às mudanças nas atividades portuárias. Por sua vez, não foi identificado um padrão na variação espaço-temporal da abundância de sua espécie alvo, o camarão-sete-barbas, na região.

Palavras-chave: Camarão-sete-barbas. Atividade pesqueira. Atividade portuária. Semivariograma. Krigagem. Variabilidade espaço-temporal. Geovisualização tridimensional.

ABSTRACT

Coastal marine ecosystems around the world are exploited by various activities, including serving as ports and supporting fishing, which create important environmental impacts. These activities can interfere with each other because they often have spatial overlap. Identify and evaluate the spatiotemporal patterns and interactions between the activities is of great importance for a coastal management that considers the different uses in an integrated way. This thesis aims to evaluate the spatiotemporal variability in small double-trawl fisheries, and in the abundance of its target species, the Seabob shrimp (*Xiphopenaeus kroyeri*), in a region with port activity and adjacent environmental protection areas, during a 6-year period (2009 to 2014). Generalized linear models were applied to the catch, and effort data and model coefficients were used to calculate the catch per unit effort (CPUE, kg/fishing day) standardized per square nautical mile and year. Semivariogram and kriging techniques were used to evaluate the existence of spatial dependence in the data and to estimate the standardized CPUE in unsampled areas. Interactive three-dimensional geovisualization were applied to identify spatiotemporal patterns in fishing operations and in the species abundance. Spherical isotropic semivariogram models that showed a pattern of spatial dependence were fitted and used to estimate the species abundance in unsampled areas. It is concluded that, during the analyzed period, the small double-trawl fisheries operations in the port of Santos presented spatiotemporal patterns that are related to changes in port activities. On the other hand, a spatiotemporal pattern variation on the abundance of its target species, the Seabob shrimp, was not identified in the region.

Keywords: Seabob shrimp. Fishing activity. Port activity. Semivariogram. Kriging. Spatiotemporal variability. Three-dimensional geovisualization.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Propriedades de um semivariograma com formato característico de fenômeno com dependência espacial.	42
Figura 2 - Área de estudo geral, referente à área de interferência direta do porto de Santos e Áreas de Proteção Ambiental Marinhas (APAs) adjacentes.	56
Figura 3 - Área de estudo específica, compreendendo a área marinha de interferência direta (polígonos de despejo da dragagem e fundeio de embarcações) do porto de Santos-SP, Brasil, e Setores da Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Centro (APALC).	60
Figura 4 – Organograma do passo a passo dos dados e ferramentas utilizados.	61
Figura 5 - Distribuição da captura (kg) do camarão-sete-barbas no Litoral Centro de São Paulo, entre 2009 e 2014, por ponto de pesca.	79
Figura 6 - Distribuição dos dias de pesca de camarão-sete-barbas no Litoral Centro de São Paulo, entre 2009 e 2014, por ponto de pesca.	80
Figura 7 - Distribuição das operações de pesca de camarão-sete-barbas no ano de 2009 e mapa de densidade de Kernel realizado utilizando raio de 5.000 m e ponderação pelo número de operações por ponto.	82
Figura 8 - Distribuição das operações de pesca de camarão-sete-barbas no ano de 2010 e mapa de densidade de Kernel realizado utilizando raio de 5.000 m e ponderação pelo número de operações por ponto.	83
Figura 9 - Distribuição das operações de pesca de camarão-sete-barbas no ano de 2011 e mapa de densidade de Kernel realizado utilizando raio de 5.000 m e ponderação pelo número de operações por ponto.	83
Figura 10 - Distribuição das operações de pesca de camarão-sete-barbas no ano de 2012 e mapa de densidade de Kernel realizado utilizando raio de 5.000 m e ponderação pelo número de operações por ponto.	84

Figura 11 - Distribuição das operações de pesca de camarão-sete-barbas no ano de 2013 e mapa de densidade de Kernel realizado utilizando raio de 5.000 m e ponderação pelo número de operações por ponto.....	84
Figura 12 - Distribuição das operações de pesca de camarão-sete-barbas no ano de 2014 e mapa de densidade de Kernel realizado utilizando raio de 5.000 m e ponderação pelo número de operações por ponto.....	85
Figura 13 - Mapa de isosuperfície espaço-temporal tridimensional elaborado a partir das densidades estimadas pelo modelo de Kernel 3D. O limiar utilizado foi o valor do quantil de 80% calculado sobre os valores de densidades estimadas.....	86
Figura 14 - Mapa de isosuperfície espaço-temporal tridimensional elaborado a partir das densidades estimadas pelo modelo de Kernel 3D. O limiar utilizado foi o valor do quantil de 20% calculado sobre os valores de densidades estimadas.....	87
Figura 15 - Distribuição de frequência e curva de densidade ajustada aos valores de CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas descarregado no litoral centro de São Paulo entre 2009 e 2014.....	88
Figura 16 - CPUE (kg/ dia de pesca) padronizada do camarão-sete-barbas e CPUE (kg/ dia de pesca) padronizada através de modelos linear generalizado, por ano, de 2009 e 2014.	91
Figura 17 - Distribuição espacial da CPUE (kg/dia de pesca) padronizada do camarão-sete-barbas no ano de 2009 sobre grade de predição formada por células de 1 milha náutica (MN) de lado.	92
Figura 18 - Distribuição espacial da CPUE (kg/dia de pesca) padronizada do camarão-sete-barbas no ano de 2010 sobre grade de predição formada por células de 1 milha náutica (MN) de lado.	93
Figura 19 - Distribuição espacial da CPUE (kg/dia de pesca) padronizada do camarão-sete-barbas no ano de 2011 sobre grade de predição formada por células de 1 milha náutica (MN) de lado.	93

Figura 20 - Distribuição espacial da CPUE (kg/dia de pesca) padronizada do camarão-sete-barbas no ano de 2012 sobre grade de predição formada por células de 1 milha náutica (MN) de lado.	94
Figura 21 - Distribuição espacial da CPUE (kg/dia de pesca) padronizada do camarão-sete-barbas no ano de 2013 sobre grade de predição formada por células de 1 milha náutica (MN) de lado.	95
Figura 22 - Distribuição espacial da CPUE (kg/dia de pesca) padronizada do camarão-sete-barbas no ano de 2014 sobre grade de predição formada por células de 1 milha náutica (MN) de lado.	95
Figura 23 - Distribuição de frequência e curva de densidade ajustada aos valores de logaritmo da CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas descarregado no litoral centro de São Paulo nos anos de 2009 a 2014.....	97
Figura 24 - Distribuição da CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas em função da latitude (m), para os anos de 2009 a 2014.	98
Figura 25 - Distribuição da CPUE (kg/ dia e pesca) do camarão-sete-barbas em função da longitude (m), para os anos de 2009 a 2014.	99
Figura 26. Número de pares de dados considerados nos cálculos dos semivariogramas experimentais da CPUE (kg/dia de pesca) do camarão-sete-barbas para os anos entre 2009 e 2014.....	100
Figura 27 - Semivariogramas teóricos omnidirecional e direcionais para as direções de 0°, 45°, 90° e 135° calculados sobre os valores de CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas nos anos de 2009 a 2014.	102
Figura 28 - Modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas dos anos de 2009 a 2014, e envelopes simulados.	104
Figura 29. Gráficos da validação-cruzada do modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas para o ano 2009.	106

Figura 30 - Gráficos da validação-cruzada do modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas para o ano 2010.	107
Figura 31 - Gráficos da validação-cruzada do modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas para o ano 2011.	108
Figura 32 - Gráficos da validação-cruzada do modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas para o ano 2012.	109
Figura 33 - Gráficos da validação-cruzada do modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas para o ano 2013.	110
Figura 34 - Gráficos da validação-cruzada do modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas para o ano 2014.	111
Figura 35 - CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, predita por krigagem para o ano de 2009.	113
Figura 36 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, predita por krigagem para o ano de 2010.	113
Figura 37 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, predita por krigagem para o ano de 2011.	114
Figura 38 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, predita por krigagem para o ano de 2012.	114
Figura 39 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, predita por krigagem para o ano de 2013.	115
Figura 40 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, predita por krigagem para o ano de 2014.	115

Figura 41 - Variância de krigagem, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, realizada sobre dados de CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas para o ano de 2009. Os pontos pretos indicam as células em que foram realizadas operações de pesca.....	116
Figura 42 - Variância de krigagem, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, realizada sobre dados de CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas para o ano de 2010. Os pontos pretos indicam as células em que foram realizadas operações de pesca.....	117
Figura 43 - Variância de krigagem, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, realizada sobre dados de CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas para o ano de 2011. Os pontos pretos indicam as células em que foram realizadas operações de pesca.....	117
Figura 44 - Variância de krigagem, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, realizada sobre dados de CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas para o ano de 2012. Os pontos pretos indicam as células em que foram realizadas operações de pesca.....	118
Figura 45 - Variância de krigagem, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, realizada sobre dados de CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas para o ano de 2013. Os pontos pretos indicam as células em que foram realizadas operações de pesca.....	118
Figura 46 - Variância de krigagem, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, realizada sobre dados de CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas para o ano de 2014. Os pontos pretos indicam as células em que foram realizadas operações de pesca.....	119
Figura 47 - Modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas dos anos entre 2009 e 2010.	120
Figura 48 - Média da CPUE (kg/ dia de pesca) predita por krigagem por ano, nas áreas de influência direta do Porto de Santos e nos setores das Áreas de Proteção Ambiental Marinhas do estado de São Paulo adjacentes.	121

Figura 49 - Dados portuários anuais, do período de 2009 a 2014, de movimentação, em toneladas, número de navios atracados e volume de material da dragagem de manutenção, padronizados para média zero e desvio padrão 1.....	122
Figura 50 - Variação espaço-temporal da CPUE (kg/dia de pesca) de camarão-sete-barbas entre os anos de 2009 e 2010 nas áreas das APAs Marinhas. As células vermelhas indicam os locais em que a CPUE diminuiu e as verdes aumentou.	124
Figura 51 - Variação espaço-temporal da CPUE (kg/dia de pesca) de camarão-sete-barbas entre os anos de 2010 e 2011 nas áreas das APAs Marinhas. As células vermelhas indicam os locais em que a CPUE diminuiu e as verdes aumentou.	124
Figura 52 - Variação espaço-temporal da CPUE (kg/dia de pesca) de camarão-sete-barbas entre os anos de 2011 e 2012 nas áreas das APAs Marinhas. As células vermelhas indicam os locais em que a CPUE diminuiu e as verdes aumentou.	125
Figura 53 - Variação espaço-temporal da CPUE (kg/dia de pesca) de camarão-sete-barbas entre os anos de 2012 e 2013 nas áreas das APAs Marinhas. As células vermelhas indicam os locais em que a CPUE diminuiu e as verdes aumentou.	125
Figura 54 - Variação espaço-temporal da CPUE (kg/dia de pesca) de camarão-sete-barbas entre os anos de 2013 e 2014 nas áreas das APAs Marinhas. As células vermelhas indicam os locais em que a CPUE diminuiu e as verdes aumentou.	126
Figura 55 - Mapas de cubo espaço-temporais das operações de pesca diárias por embarcação (A a H) da frota de arrasto-duplo de pequeno porte que atuou na captura do camarão-sete-barbas na área marinha costeira do Porto de Santos. As linhas indicam as trajetórias das operações de pesca realizadas durante o período. Na base do mapa está representada a linha de costa e os polígonos de interferência portuária. Os eixos horizontais são representativos das coordenadas geográficas de longitude (eixo x) e latitude (eixo y).	128
Figura 56 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, na Área de estudo específica, predita por krigagem, para o ano de 2009.	130

Figura 57 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, na Área de estudo específica, predita por krigagem, para o ano de 2010.	131
Figura 58 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, na Área de estudo específica, predita por krigagem, para o ano de 2011.	131
Figura 59 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, na Área de estudo específica, predita por krigagem, para o ano de 2012.	132
Figura 60 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, na Área de estudo específica, predita por krigagem, para o ano de 2013.	132
Figura 61 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, na Área de estudo específica, predita por krigagem, para o ano de 2014.	133
Figura 62 - Diagrama de dispersão da abundância (representada pela captura-por-unidade-de-esforço-CPUE) anual do camarão-sete-barbas, dentro da Área de estudo específica. As esferas representam áreas de 1 milha náutica (MN) de lado, nas quais foram realizados os cálculos da CPUE. No topo do diagrama está representada a linha de costa e os polígonos de interferência portuária. Os eixos horizontais são representativos das coordenadas geográficas de longitude (eixo x) e latitude (eixo y).	134
Figura 63 - Declividade da CPUE de camarão-sete-barbas na Área de estudo específica, para o ano de 2009.	135
Figura 64 - Declividade da CPUE de camarão-sete-barbas na Área de estudo específica, para o ano de 2010.	135
Figura 65 - Declividade da CPUE de camarão-sete-barbas na Área de estudo específica, para o ano de 2011.	136

Figura 66 - Declividade da CPUE de camarão-sete-barbas na Área de estudo específica, para o ano de 2012.	136
Figura 67 - Declividade da CPUE de camarão-sete-barbas na Área de estudo específica, para o ano de 2013.	137
Figura 68 - Declividade da CPUE de camarão-sete-barbas na Área de estudo específica, para o ano de 2014.	137
Figura 69 - Diagrama de dispersão da declividade (em porcentagem) anual, calculada sobre os dados de abundância do camarão-sete-barbas, dentro da Área de estudo específica. As esferas representam áreas de 1 milha náutica (MN) de lado, nas quais foram realizados os cálculos. No topo do diagrama está representada a linha de costa e os polígonos de interferência portuária. Os eixos horizontais são representativos das coordenadas geográficas de longitude (eixo x) e latitude (eixo y).....	139

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Localidades por município nas quais foram selecionadas descargas de camarão-sete-barbas. Os dados dos municípios de Santos e Guarujá são registrados agrupados no banco de dados Propesq.....	70
Tabela 2 - Captura (kg) desembarcada de camarão-sete-barbas e dias efetivos de pesca das operações, por município do Litoral Centro de São Paulo, entre 2009 e 2014.	78
Tabela 3 - Captura (kg) desembarcada de camarão-sete-barbas e dias efetivos de pesca das operações, por polígono de interferência portuária, entre 2009 e 2014...81	81
Tabela 4 - Captura (kg) desembarcada de camarão-sete-barbas e dias efetivos de pesca das operações, por Setor das APAs, entre 2009 e 2014.	81
Tabela 5 - Análise de deviência para GLM (família = gamma, ligação = log) ajustado aos valores de CPUE (kg/dia de pesca) do camarão-sete-barbas com interação de primeira ordem entre os fatores.	89
Tabela 6 - Valores dos parâmetros Efeito pepita (C_0), Patamar ($C_0 + C$) e Alcance (a), para os modelos esféricos ajustados a CPUE (kg/ dia de pesca) em 2009, 2010, 2011, 2012, 2013 e 2014.	105
Tabela 7 - Valores das máximas correlações-cruzadas entre os dias de pesca e os dados portuários anuais, nas áreas especificadas, e suas respectivas defasagens (anos). Valores em negrito indicam correlações significativas ($p \leq 0,05$).	140
Tabela 8 - Valores das mínimas correlações-cruzadas entre os dias de pesca e os dados portuários anuais, nas áreas especificadas, e suas respectivas defasagens (anos). Valores em negrito indicam correlações significativas ($p \leq 0,05$).	141
Tabela 9 - Valores das máximas correlações-cruzadas entre a CPUE (kg/dia de pesca) estimada e os dados portuários anuais, nas áreas especificadas, e suas respectivas defasagens (anos). Valores em negrito indicam correlações significativas ($p \leq 0,05$).	141

Tabela 10 - Valores das mínimas correlações-cruzadas entre a CPUE (kg/dia de pesca) estimada e os dados portuários anuais, nas áreas especificadas, e suas respectivas defasagens (anos). Valores em negrito indicam correlações significativas ($p \leq 0,05$).	142
--	-----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AIC	<i>Akaike Information Criterion</i>
APA	Área de Proteção Ambiental
APALC	Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Centro do estado de São Paulo
APALN	Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte do estado de São Paulo
CHM	Centro de Hidrografia da Marinha
CODESP	Companhia Docas do estado de São Paulo
CPUE	Captura por unidade de esforço
GEBCO	<i>General Bathymetric Chart of the Oceans</i>
HP	Medida de potência do motor de embarcações em <i>Horse Power</i> .
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDE	Infraestrutura de Dados Espaciais
IDEA-SP	Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais para o estado de São Paulo
INDE	Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais
Kernel 2D	Kernel Bidimensional
Kernel 3D	Kernel Tridimensional
MLG	Modelo Linear Generalizado
MN	Milha Náutica

PAPS	Plano de Área do Porto de Santos e Região
PEM	Planejamento Espacial Marinho
PMAP	Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira
SAD69	<i>South American Datum 1969</i>
SAO	Sensibilidade Ambiental a Derramamentos de Óleo
SGR	Sistema Geodésico de Referência
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SIRGAS2000	Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas 2000
UTM	<i>Universal Transversa de Mercator</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	25
1.1	CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	25
1.2	AVALIAÇÃO DA ABUNDÂNCIA DE ESPÉCIES.....	28
1.3	AVALIAÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS.....	31
1.4	OBJETIVOS.....	33
1.4	HIPÓTESES.....	33
2	REVISÃO DA LITERATURA.....	35
2.1	FUNDAMENTOS TEÓRICOS.....	35
2.1.1	Análises Espaciais	35
2.1.1.1	Identificação de padrões em distribuições pontuais.....	35
2.1.1.2	Estimativa espacial.....	38
2.1.1.2.1	Geoestatística.....	39
2.1.1.3	Geovisualização tridimensional interativa.....	44
2.2	APLICAÇÕES	45
2.2.1	Geoestatística em ecologia de espécies.....	45
2.2.1.1	Geoestatística na distribuição de espécies em ambientes terrestres.....	46
2.2.1.2	Geoestatística na distribuição de espécies em ambientes marinhos.....	48
2.2.1.3	Geoestatística aplicada a dados pesqueiros de índices de abundância – captura-por-unidade-de-esforço (CPUE).....	49

2.3	RELAÇÃO DA ATIVIDADE PORTUÁRIA COM A PESCA E ESPÉCIES MARINHAS.....	51
3	DADOS E FERRAMENTAS.....	55
3.1	ÁREA DE ESTUDO.....	55
3.2	DADOS E PROGRAMAS COMPUTACIONAIS.....	62
3.2.1	Dados pesqueiros.....	62
3.2.2	Dados portuários.....	63
3.2.3	Dados espaciais.....	63
3.2.4	Programas computacionais.....	65
3.3	FERRAMENTAS.....	65
3.3.1	Geovisualização tridimensional interativa.....	65
3.3.1.1	Cubo espaço-temporal.....	66
3.3.1.2	Diagrama de dispersão.....	66
3.3.1.3	Isosuperfície.....	67
3.3.2	Análise dos agrupamentos amostrais do esforço de pesca.....	67
3.3.2.1	Kernel bidimensional (Kernel 2D).....	67
3.3.2.2	Kernel tridimensional (Kernel 3D) espaço-temporal.....	68
3.3.3	Cálculo dos índices padronizados da abundância (CPUE) do camarão-sete-barbas.....	69
3.3.4	Modelagem geoestatística da abundância da espécie.....	72
3.3.4.1	Análise exploratória geoestatística.....	72
3.3.4.2	Modelagem do semivariograma.....	72

3.3.4.3	Estimativa espacial.....	74
3.3.5	Avaliação da variação espaço-temporal da abundância do camarão-sete-barbas na região na Área de estudo geral e polígonos portuários.....	74
3.3.5.1	Gráficos para avaliação da variação espaço-temporal.....	74
3.3.5.2	Álgebra de mapas para avaliação da variação espaço-temporal.....	75
3.3.6	Avaliação da variação espaço-temporal das operações de pesca e abundância na Área de estudo específica.....	75
3.3.7	Correlações-cruzadas entre a atividade pesqueira e a atividade portuária.....	76
4	RESULTADOS.....	78
4.1	ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS GERAIS.....	78
4.2	ANÁLISE DOS AGRUPAMENTOS AMOSTRAIS DO ESFORÇO DE PESCA (KERNEL).....	81
4.2.1	Kernel bidimensional (Kernel 2D).....	81
4.2.2	Kernel tridimensional (Kernel 3D) espaço-temporal	85
4.3	CÁLCULO DOS ÍNDICES PADRONIZADOS DA ABUNDÂNCIA (CPUE) DO CAMARÃO-SETE-BARBAS.....	87
4.4	MODELAGEM GEOESTATÍSTICA DA ABUNDÂNCIA DO CAMARÃO-SETE-BARBAS.....	91
4.4.1	Análise exploratória geoestatística dos dados anuais.....	91
4.4.2	Modelagem do semivariograma.....	102
4.4.3	Estimativa espacial.....	111

4.5	AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL NA ÁREA DE ESTUDO GERAL	119
4.5.1	Variação nos dados e parâmetros dos modelos de semivariograma.....	119
4.5.2	Álgebra de mapas para detecção de mudanças espaço-temporais da abundância da espécie.....	122
4.6	AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL NA ÁREA DE ESTUDO ESPECÍFICA.....	126
4.6.1	Detecção de padrões e tendências espaço-temporais nas operações de pesca.....	126
4.6.2	Detecção de padrões e tendências espaço-temporais da abundância e declividade da abundância do camarão-sete-barbas.....	130
4.7	CORRELAÇÕES-CRUZADAS ENTRE OS DADOS PESQUEIROS E ESTATÍSTICOS PORTUÁRIOS.....	139
5	DISCUSSÃO	143
5.1	CÁLCULO DOS ÍNDICES PADRONIZADOS DA ABUNDÂNCIA (CPUE) DO CAMARÃO-SETE-BARBAS.....	143
5.2	MODELAGEM GEOESTATÍSTICA E ANÁLISES DE KERNEL.....	144
5.3	AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL	146
5.4	CONTRIBUIÇÕES.....	151
6	CONCLUSÕES	153
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	155

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Zonas costeiras, situadas na interface entre a terra e o oceano, concentram cerca de um terço da população global e importantes atividades econômicas e industriais (UNEP, 2006). Nessas regiões, os múltiplos usos nas áreas marinhas, como o petrolífero, pesqueiro, o turismo e a aquicultura, e nas áreas terrestres, como os assentamentos urbanos e as indústrias, são responsáveis por causar sérios danos ambientais (HALPERN *et al.*, 2008; TURNER; SUBAK; ADGER, 1996).

Os múltiplos usos do ambiente marinho costeiro, frequentemente ocorrem com sobreposição de áreas de ocupação, gerando interações, impactos e competições (BRAY; BATES; LAND, 1997; HALPERN *et al.*, 2008; SOUZA; TERRA; OLIVEIRA, 2009).

As regiões costeiras com atividade portuária são, de forma geral, as mais impactadas pelos usos antrópicos, visto que atraem uma elevada concentração populacional, correspondendo a 13 das 20 cidades mais populosas do mundo (HANSON *et al.*, 2011). Cerca de 80% do comércio mundial, em volume, são processados através de portos e transportados pelo mar, mostrando a importância econômica do transporte marítimo em contextos nacionais e globais (UNCTAD, 2013).

Dentre os diversos impactos dos portos sobre o ambiente marinho, as operações de dragagem merecem especial atenção. Estas, são realizadas visando o aumento ou a manutenção da profundidade das áreas portuárias, possibilitando a passagem de embarcações com calados específicos (PALERMO; WILSON, 1997).

Segundo Bray, Bates e Land (1997) os potenciais efeitos adversos da dragagem ao ambiente são: barulho, turbidez, erosão costeira resultante da mudança do regime hidrodinâmico, aumento da demanda por oxigênio, intrusão de cunha salina, interrupção da atividade pesqueira, danos em áreas de desova, destruição de viveiros,

e o aumento de estresse com redução nas taxas de crescimento e reprodução de espécies.

Nas dragagens realizadas em áreas costeiras, o despejo do material dragado ocorre principalmente em áreas marinhas delimitadas para este fim, gerando diversos efeitos no meio ambiente, tais como: alta concentração de sólidos em suspensão, mudanças nos sedimentos do fundo oceânico, destruição da fauna e flora bentônica, danos a pesca e áreas de reprodução de peixes, além do lançamento de poluentes incluindo metais pesados (BRAY; BATES; LAND, 1997). Por sua vez, esses poluentes podem ser incorporados por organismos bentônicos, e a partir daí serem acumulados nos demais níveis tróficos, chegando a peixes, mamíferos, pássaros e seres-humanos (HEDGE; KNOTT; JOHNSTON, 2009).

Outro impacto das operações de dragagem e que também se refere à própria operação portuária, é a interferência direta na atividade pesqueira local. Esta se dá através da influência na operação de pesca e passagem de pescadores artesanais que vivem em comunidades próximas aos portos, os quais normalmente utilizam embarcações de pouca mobilidade (SOUZA; TERRA; OLIVEIRA, 2009).

O tráfego de embarcações durante as operações portuárias também acarreta em poluição do ambiente marinho, a partir do lançamento do esgoto de navios comerciais de movimentação de carga, e principalmente em casos de acidentes de derramamento de óleo (GUPTA; GUPTA; PATIL, 2005).

Além dos impactos ao ambiente marinho costeiro como um todo, a atividade portuária possui sobreposição espacial nas áreas de ocupação, dessa forma apresentando interações com diversas outras atividades humanas, sendo uma delas a atividade pesqueira. As principais interferências da atividade portuária sobre a pesca são:

- a) a interrupção da atividade pesqueira, danos em áreas de desova e o aumento de estresse com redução nas taxas de crescimento e reprodução de espécies, causados por atividades de dragagem (BRAY; BATES; LAND, 1997);

- b) a destruição da fauna e flora bentônica e danos a áreas de reprodução de peixes, em áreas marinhas delimitadas para a deposição dos sedimentos dragados (BRAY; BATES; LAND, 1997) e;
- c) a interferência direta na atividade pesqueira local, através da influência na operação de pesca e passagem de pescadores artesanais que vivem em comunidades próximas aos portos (SOUZA; TERRA; OLIVEIRA, 2009).

Nos processos de licenciamento e de monitoramento ambiental dos portos são realizados levantamentos da biota e caracterizações das comunidades e atividades pesqueiras. Porém, a influência da atividade portuária na abundância de espécies exploradas pela pesca e sobre a atividade pesqueira em si, muitas vezes só é conhecida por relatos de pescadores em locais onde a atividade portuária já é existente.

Nesse contexto, fica evidente que nas áreas costeiras existe a necessidade do manejo que considere o componente espacial, que na parte continental já é tradicionalmente realizado em todo o mundo, através do manejo do uso da terra (DOUVERE *et al.*, 2007; DOUVERE, 2008).

A preocupação em manter a sustentabilidade ambiental e econômica dos ambientes marinhos costeiros não é recente. No entanto, apenas desde a década de 1990, a realização do manejo, considerando seus diversos usos de forma integrada, levando em consideração as sobreposições de áreas de utilização, e os impactos de cada natureza, além das características ambientais específicas de cada região, têm se mostrado tendência mundial (CICIN-SAIN, 1993; CLARK, 1994).

Dessa forma, a eficiente e sistemática coleta, armazenamento e análise dos dados relacionados à distribuição espacial dos diversos usos, das características ambientais e dos recursos biológicos de ambientes marinhos costeiros possui papel de extrema importância no manejo dos mesmos.

No cenário ideal, os dados necessários estariam disponibilizados em uma Infraestrutura de Dados Espaciais (IDE), servindo como base para o Planejamento Espacial Marinho (PEM).

Uma IDE pode ser definida como ações que permitem o compartilhamento e o acesso pronto da informação geográfica, englobando políticas, arranjos organizacionais, tecnologias, dados e pessoas (MASSER, 2005). Por sua vez, o PEM pode ser definido como o processo contínuo, interativo e adaptativo, de análise e alocação da distribuição espacial e temporal de atividades humanas, buscando alcançar objetivos ecológicos, econômicos e sociais (DOUVERE, 2008; STELZENMULLER *et al.*, 2013).

O PEM tem sido utilizado em diversos países de todo o mundo, servindo como uma ferramenta essencial para a implementação de um Manejo baseado em Ecossistema, ou Manejo Integrado (DOUVERE *et al.*, 2007; DOUVERE, 2008; GILLILAND; LAFFOLEY, 2008; STELZENMULLER *et al.*, 2013).

No Brasil, segundo Seraval (2010), iniciativas políticas recentes têm seguido na direção de um PEM, principalmente com relação à integração do manejo de problemas terrestres e marinhos, melhoria do conhecimento sobre os recursos e na abordagem de manejo de risco.

A Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais (INDE) do Brasil vem sendo desenvolvida pelo governo brasileiro desde 2008 e, nos últimos anos, tem avançado substancialmente com relação à categorização e padronização dos dados (INDE, 2015; SOUTO; MENEZES, 2013).

1.2 AVALIAÇÃO DA ABUNDÂNCIA DE ESPÉCIES

Nesse contexto, informações espaço-temporais da abundância de espécies que habitam os ambientes marinhos costeiros e que são alvo da pesca são essenciais. Estas podem ser utilizadas para a avaliação dos danos causados ao ambiente pelos diversos usos, incluindo o portuário, além de serem de extrema utilidade para um PEM e para tomadas de decisão no âmbito de um manejo integrado (CICIN-SAIN, 1993; CLARK, 1994; DOUVERE, 2008; STELZENMULLER *et al.*, 2013).

A principal forma de coletar dados para calcular a abundância de espécies marinhas é através de cruzeiros científicos pesqueiros (NRC, 2000). No entanto, estes são

altamente custosos e nem sempre são realizados de forma sistemática e abrangendo amplas áreas de interesse. Por sua vez, dados de captura e esforço, obtidos da pesca comercial, muitas vezes são coletados sistematicamente ao longo do tempo, por órgãos responsáveis pelo monitoramento pesqueiro local. Estes podem ser utilizados para calcular a captura-por-unidade-de-esforço (CPUE), considerada um índice de abundância relativa das espécies (GAVARIS, 1980; NRC, 2000).

Existem dois principais problemas na utilização de dados da pesca comercial para avaliar variações na abundância de espécies, sendo estes:

- a) os dados de captura e esforço são referentes à operações de pesca realizadas por diferentes frotas pesqueiras, e dessa forma, o índice de CPUE é influenciado por suas variações tecnológicas (HILBORN; WALTERS, 1992) e;
- b) esses dados são considerados amostragens preferenciais, já que as operações de pesca são realizadas com maior frequência em locais onde existe alta abundância da espécie alvo, o que leva à ocorrência de amostras agrupadas (DIGGLE; MENEZES; SU, 2010).

Para resolver o primeiro problema, frequentemente é realizada a padronização do esforço de pesca, através de modelos multiplicativos para homogeneização do poder de captura (BATTAILLE; QUINN, 2004; GONI; ALVAREZ; ADLERSTEIN, 1999; LARGE, 1992; MAYNOU; DEMESTRE; SANCHEZ, 2003; PUNT, 2000; TASCHERI; SAAVEDRA-NIEVAS; ROA-URETA, 2010).

A estimativa dos coeficientes dos modelos multiplicativos, de forma geral, é realizada pelo ajuste de modelos lineares generalizados (MLGs). Nestes, primeiramente são identificados os fatores que apresentam influência sobre as taxas de captura e, em seguida, os coeficientes dos fatores com influência significativa são utilizados para calcular CPUEs padronizadas (MAUNDER; PUNT, 2004; VENABLES; DICHMONT, 2004; XIAO *et al.*, 2004).

O segundo problema, da amostragem preferencial, pode gerar um viés nos índices de abundância calculados a partir dos dados dependentes da pesca comercial, mesmo

aqueles já padronizados por modelos lineares tradicionais (CARRUTHERS *et al.*, 2011; WALTERS, 2003).

Walters (2003) ressaltou que o correto cálculo da CPUE deve levar em conta a distribuição espacial dos dados, e indicou que em uma dada área dividida em quadrantes de pesca, os valores perdidos de CPUE devem ser estimados, para que seja calculada uma CPUE representativa da abundância da espécie para a área como um todo. O mesmo autor afirmou que quando existe dependência espacial nos dados, uma análise estatística espacial pode ser utilizada para estimar os valores não observados.

Dessa forma, a estimativa espacial da abundância de espécies em locais não amostrados pela pesca comercial, pode ser aplicada tanto para serem obtidos mapas de abundância, quanto para gerar estimativas de CPUE mais precisas (RUFINO *et al.*, 2006; STELZENMULLER; MAYNOU; MARTÍN, 2007; WALTER; HOENIG; CHRISTMAN, 2014).

As técnicas que são frequentemente utilizadas para esta finalidade são o semivariograma e a krigagem. A primeira consiste em uma ferramenta para análise e modelagem da dependência espacial, enquanto a segunda refere-se ao cálculo dos valores de abundância em locais não amostrados (GOOVAERTS, P., 1997; ISAACS; SRIVASTAVA, 1989).

Usualmente, estes métodos são aplicados sobre dados de cruzeiros científicos, porém, recentemente alguns autores têm utilizado esse tipo de análise para dados da pesca comercial após a padronização (NÓBREGA *et al.*, 2015; STELZENMULLER; MAYNOU; MARTÍN, 2007).

Além de dar mais exatidão aos índices de abundância calculados, uma vez mapeada de forma sistemática, a distribuição espacial dos recursos pesqueiros pode ser utilizada para a avaliação das áreas com possíveis interações. Como por exemplo as interações entre a pesca, suas espécies alvo e outras atividades antrópicas no ambiente marinho, tais como, áreas para fundeio ou trânsito de embarcações, áreas de despejo do material dragado e áreas de proteção ambiental.

Esses mapas podem ser também utilizados em modelos espaço-temporais, visando a identificação e avaliação das interações existentes entre os diversos usos do ambiente marinho costeiro. Por sua vez, os resultados dessas análises são de extrema importância para a realização de um manejo eficaz, considerando os diversos usos e atividades de forma integrada (CICIN-SAIN, 1993; CLARK, 1994; DOUVERE, 2008; GILLILAND; LAFFOLEY, 2008; STELZENMULLER *et al.*, 2013).

1.3 AVALIAÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS

Dados estatísticos da pesca comercial apresentam a localização e são obtidos sistematicamente ao longo do tempo, referindo-se, dessa forma, a informações espaço-temporais. Estes se encontram frequentemente armazenados em grandes bases de dados (GAVARIS, 1980; NRC, 2000).

Além dos dados pesqueiros, com a atual popularização dos receptores de posicionamento, dos sistemas de sensoriamento remoto e de outros dispositivos de monitoramento ambiental, diversos tipos de dados espaço-temporais se encontram atualmente armazenados em grandes bancos de dados (COMPIETA *et al.*, 2007; MA *et al.*, 2015).

Muitas vezes, as mudanças espaço-temporais são avaliadas através de análises espaciais tradicionais realizadas em diferentes períodos temporais (ano, mês, semana), sem considerar as dimensões espaciais e temporais de forma integrada. Em análises de dados pesqueiros, são comuns as aplicações de técnicas de análises espaciais, como as de identificação de agrupamentos e de estimativa espacial (ERISMAN *et al.*, 2012; NÓBREGA *et al.*, 2015; STELZENMULLER; MAYNOU; MARTÍN, 2007), ou a aplicação de técnicas de análises de séries temporais, como as de análise dinâmica fatorial e modelos autorregressivos integrados de médias móveis (AZEVEDO *et al.*, 2008; DEVINE; HAEDRICH, 2011; KOUTROUMANIDIS; ILIADIS; SYLAIOS, 2006; ZUUR; PIERCE, 2004; ZUUR; TUCK; BAILEY, 2003).

Segundo Kraak (2008) as principais formas de representar análises espaciais realizadas em diferentes períodos temporais são:

- a) mapa único com variáveis visuais mostrando as mudanças;
- b) múltiplos pequenos (mapas visualizados lado a lado em mosaicos) e;
- c) animação (variáveis dinâmicas para a dedução de mudanças via memória).

Cada uma dessas formas de representação enfatiza diferentes aspectos espaço-temporais, porém não são eficientes sob diferentes pontos de vista, como para identificar padrões espaço-temporais complexos (KOUSOULAKOU; KRAAK, 1992; KRISTENSSON *et al.*, 2009; TOMINSKI; SCHULZE-WOLLGAST; SCHUMANN, 2005).

Nesse contexto, técnicas eficientes de análise, que avaliam de forma integrada as dimensões espaciais e temporais desses conjuntos de dados, são uma necessidade crescente (COMPIETA *et al.*, 2007).

Técnicas de geovisualização interativa surgem como robustas ferramentas de análise exploratória, permitindo identificar padrões complexos, relações e tendências, enfatizar características, gerar hipóteses, e revelar novas informações a respeito de fenômenos espaço-temporais. Em uma última instância, estas podem levar a uma visão que ajuda a resolver problemas e na tomada de decisões (ANDRIENKO; ANDRIENKO; GATALSKY, 2003, KRAAK, 2008; TOMINSKI; SCHULZE-WOLLGAST; SCHUMANN, 2005).

Mapas de geovisualização tridimensional (3D) espaço-temporais têm sido utilizados com eficácia na identificação de padrões nas áreas de epidemiologia (DELMELLE *et al.*, 2014; HOHL *et al.*, 2016), de ocorrência de crimes (BRUNSDON; CORCORAN; HIGGS, 2007; NAKAYA; YANO, 2010), de análise de atividades humanas (KWAN; LEE, 2004) e de trajetória de animais (DEMŠAR *et al.*, 2015).

Dessa forma, essas ferramentas possuem grande potencial de aplicação a dados espaço-temporais da pesca e outras atividades humanas nos ambientes marinhos costeiros, sendo extremamente úteis para um manejo ambiental considerando estes de forma integrada.

1.4 OBJETIVOS

Esta Tese tem como objetivo geral avaliar os padrões de variação espaço-temporal da pesca de arrasto-duplo de pequeno porte e na abundância de sua espécie alvo, o camarão-sete-barbas, na região do Porto de Santos – SP e áreas adjacentes, durante um período de 6 anos (2009-2014).

Especificamente esta Tese tem como objetivos:

- Verificar a viabilidade da utilização dos dados da pesca comercial de frotas pesqueiras de pequeno porte para estimar a CPUE em vazios amostrais através de técnicas de inferência espacial.
- Avaliar a variação espaço-temporal das operações de pesca de arrasto de camarão-sete-barbas na região de impacto direto do porto de Santos e áreas adjacentes.
- Apresentar padrões e tendências na variação espaço-temporal da abundância do camarão-sete-barbas nas áreas de interferência da atividade portuária e áreas adjacentes.

1.5 HIPÓTESES

- Os dados da pesca comercial de arrasto-duplo podem ser utilizados para realizar a estimativa espacial da abundância da sua espécie alvo, o camarão-sete-barbas, visto que esta pescaria é composta principalmente por embarcações de pequeno porte que operam em áreas próximas a seus portos pesqueiros.

- Uma vez realizada a estimativa espacial da abundância do camarão-sete-barbas em diferentes períodos temporais, os resultados podem ser utilizados para avaliar a interferência das atividades antrópicas costeiras sobre o ambiente marinho costeiro, já que esta é uma espécie que ocorre essencialmente em áreas de baixas profundidades.
- A análise da distribuição do camarão-sete-barbas capturado pela pesca comercial, identificando as relações com os componentes espaciais e temporais da atividade portuária na região do porto de Santos, pode ser utilizada para identificar as interferências e impactos da atividade portuária sobre a atividade pesqueira e sobre a espécie.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 FUNDAMENTOS TEÓRICOS

2.1.1 Análises Espaciais

Em geoprocessamento são considerados como análises espaciais os procedimentos que incluem transformações, processamento, métodos e modelos que são aplicados a dados geográficos visando: agregar valor aos mesmos tornando-os aptos a serem utilizados como suporte para tomadas de decisão; revelar padrões e anomalias que não são claros nos dados brutos; e/ou simplificar fenômenos naturais complexos (LONGLEY *et al.*, 2011; SMITH; GOODCHIELD; LONGLEY, 2015).

Nesta Tese, serão considerados como operações espaciais os procedimentos de transformação e manipulação de dados que são ferramentas simples e premissa básica de qualquer programa computacional de Sistema de Informações Geográficas (SIG), como as operações de cálculo de entorno, álgebra de matrizes, de vizinhança, entre outras. Como Análises Espaciais serão considerados os procedimentos que englobam métodos e modelos complexos aplicados a dados geográficos, muitas vezes utilizando conceitos que vieram da estatística tradicional.

Serão utilizadas as análises espaciais de padrões de distribuição espacial de pontos e de inferência espacial, além de mapas de geovisualização tridimensional interativa, os quais serão especificados a seguir:

2.1.1.1 Identificação de padrões em distribuições espaciais de pontos

Análises de identificação de padrões em distribuições pontuais são aplicadas, de forma geral, com o objetivo de verificar se um conjunto de dados pontuais possui um padrão de distribuição aleatória, onde os pontos estão localizados de forma independente; de distribuição agrupada, onde existem locais com maior probabilidade de ocorrência e um ponto pode atrair outros vizinhos; e de distribuição dispersa, na qual um ponto pode diminuir a probabilidade de outros pontos ocorrerem nas suas proximidades (LONGLEY *et al.*, 2011).

Segundo Smith; Goodchield e Longley (2015) uma inspeção visual sugerindo a existência de agrupamentos pode ser enganosa no caso da ocorrência de amostragens em uma mesma coordenada, ou seja, de pontos sobrepostos, sendo esta uma característica comum de diversos conjuntos de dados. Nesses casos, a frequência de ocorrência de cada ponto, deve ser utilizada como peso durante a análise para identificar o padrão da distribuição em questão.

As técnicas de identificação de padrões em distribuições pontuais, de forma geral, verificam se um conjunto de dados pontual possui distribuição aleatória, através da comparação das amostras pontuais com alguma distribuição estatística teórica, por exemplo a distribuição Poisson ou a Gaussiana. Quando os dados amostrados se encontram dentro do padrão da distribuição estatística utilizada, estes são considerados então como amostragens aleatórias, caso contrário, verifica-se que existe algum padrão sistemático na amostragem, gerando agrupamentos ou dispersões significativas.

Existem diversas técnicas de identificação de padrões em distribuições pontuais, entre elas, o agrupamento hierárquico do vizinho mais próximo, o agrupamento K-médias, e o estimador de intensidade de Kernel (SMITH; GOODCHIELD; LONGLEY, 2015). Esta última técnica é a mais comum e atualmente é uma ferramenta existente em diversos programas computacionais de SIG.

O estimador de intensidade de Kernel é uma técnica que realiza uma inferência da intensidade do processo ao longo de toda a área de estudo, gerando como produto uma superfície na qual os valores são proporcionais a intensidade de amostras por unidade de área (WANG; JONES, 1995).

Uma análise de Kernel resulta então em uma superfície matricial que reflete a variação espacial da probabilidade de ocorrência do evento pontual. Esta tem sido extremamente útil para visualizar e limitar a extensão espacial da distribuição de eventos de crimes, acidentes, de ocorrência de doenças e outros (BILL; ANDRÁŠIK; JANOŠKA, 2013; GERBER, 2014; KELSALL; DIGGLE, 1998).

Segundo Wang e Jones (1995) dada uma amostragem aleatória $X_1, \dots, X_n$, com densidade contínua e univariada, o estimador de Kernel, de Suavização de Kernel é calculado por:

$$\hat{f}(x, h) = \frac{1}{nh} \sum_{i=1}^n K \left(\frac{x - X_i}{h} \right) \quad (1)$$

Onde K é a função Kernel selecionada e h é o raio de influência selecionado.

O raio de influência define qual vizinhança será considerada para estimar a densidade em um determinado ponto, enquanto K é a função de interpolação que será utilizada, ou seja, uma distribuição estatística teórica, por exemplo, uma função Gaussiana.

Segundo Wang e Jones (1995) a escolha da função K não é tão importante quando o raio de influência, visto que a eficiência do estimador entre as diferentes funções K varia entre 0,93 e 1, enquanto o raio de influência possui a capacidade de controlar a rugosidade ou suavidade da superfície de tendência.

Uma das funções K mais utilizadas por apresentar alta eficiência é a *Biweight* (WANG; JONES, 1995):

$$K(x, p) = \frac{(1 - x^2)^p}{2^{2p+1} B(p+1, p+1)} 1_{\{|x| < 1\}} \quad (2)$$

$$\text{Sendo, } B(a, b) = \Gamma(a)\Gamma(b)/\Gamma(a + b) \quad (3)$$

$$-p = 2 \text{ (K Biweight)}$$

Um ponto importante a ser ressaltado em técnicas de estimativa de densidade é a determinação da escala utilizada. Esta, se dá no momento da definição do parâmetro

de raio de influência, e irá determinar quão suave ou rugosa será a superfície estimada. Quanto maior a vizinhança (maior raio de influência) a superfície de saída será mais suave. Por sua vez, uma menor vizinhança, gerará como saída uma superfície de densidade mais complexa (LONGLEY *et al.*, 2011).

O Kernel tridimensional (Kernel 3D) é uma expansão do Kernel tradicional, o qual requer o mapeamento do volume de probabilidades (DELMELLE *et al.*, 2014).

De acordo Nakaya e Yano (2010), o cálculo da densidade de Kernel 3D, é dado por:

$$\hat{f}(x, y, t) = \frac{1}{nh_s h_t} \sum_{i=1}^n K_s \left(\frac{x-X_i}{h} \right), K_t \left(\frac{t-t_i}{h_t} \right) \quad (4)$$

Onde: h_s é o raio de influência espacial; h_t é raio de influência temporal, que impacta a quantidade de suavização do tempo; e K_t é a função Kernel de ponderação temporal padronizada.

2.1.1.2 Estimativa espacial

Análises de estimativa espacial são técnicas utilizadas nos casos em que estão disponíveis dados amostrais ou pontos amostrais e se busca utilizá-los para modelar a superfície ou conhecer a distribuição espacial da variável de interesse na região amostrada.

Quando os dados amostrais são representativos da variável de interesse, a estimativa espacial pode ser realizada para modelar o fenômeno em questão. Dessa forma a estimativa espacial é feita por procedimentos matemáticos de ajuste de uma função, utilizando como base os valores obtidos através de pontos amostrais (SMITH; GOODCHIELD; LONGLEY, 2015; LONGLEY *et al.*, 2011).

Modelos estocásticos de estimativa espacial partem do pressuposto que em cada ponto existe a probabilidade de um valor amostral ocorrer e que cada amostra é

proveniente então de um processo aleatório. Dessa forma, esses métodos são capazes de estimar a incerteza associada às estimativas.

Em diversos casos existem disponíveis apenas dados nos quais os pontos foram escolhidos influenciados por fatores externos como condições de acessibilidade, valores de atributos esperados e em função de estratégias amostrais (GOOVAERTS, 1997). No caso de a amostragem estar relacionada aos valores de atributos, estas são realizadas com maior frequência nos locais que se sabe haver, por exemplo, maiores teores minerais, ou altas abundâncias de espécies alvo, no caso de dados da pesca.

Este tipo de amostragem, chamada de amostragem preferencial, pode gerar desvios nas análises. Dessa forma, dados dessa natureza devem sempre ser previamente avaliados e a amostragem preferencial deve ser claramente documentada. Ainda, se necessário devem ser aplicadas técnicas para retirar ou amenizar o efeito do agrupamento amostral (GOOVAERTS, 1997).

A avaliação da amostragem preferencial se dá inicialmente pelo conhecimento prévio da natureza dos dados. Para identificar, visualizar, e relacionar com as possíveis causas de ocorrência de amostragens preferenciais, além do conhecimento prévio, podem ser utilizadas as técnicas de identificação de agrupamentos em dados pontuais, como a técnica de estimativa de densidade de Kernel, citada anteriormente.

2.1.1.2.1 Geoestatística

A geoestatística tem como característica tratar de variáveis regionalizadas (MATHERON, 1971). Esta envolve duas etapas, uma de análise e uma de estimativa das variáveis distribuídas no espaço. A etapa de análise busca conhecer as propriedades gerais da superfície, baseada em valores amostrados, e utiliza como ferramenta o semivariograma, enquanto a etapa de estimativa envolve a efetiva inferência dos valores em pontos ou locais não amostrados, utilizando como base as propriedades que foram conhecidas na etapa anterior (do semivariograma). Essa

etapa tem como processo tradicional a krigagem (GOOVAERTS, 1997; ISAACS; SRIVASTAVA, 1989).

De acordo com Matheron (1971), o semivariograma experimental é estimado por:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} [Z(\mathbf{x}_i) - Z(\mathbf{x}_i + \mathbf{h})]^2 \quad (5)$$

Onde $Z(\mathbf{x}_i)$ representa o valor amostrado por ponto $\mathbf{x}_i$, $Z(\mathbf{x}_i + \mathbf{h})$ é o valor em um ponto separado de $\mathbf{x}_i$ por uma distância h , e $n(h)$ é o número de pares de observações separados por h .

Para se utilizar o semivariograma na etapa de estimativa espacial é necessário que existam valores de semivariâncias para qualquer distância de pontos, e para este fim uma curva deve ser ajustada ao semivariograma experimental (ISAACS; SRIVASTAVA, 1989). Essa etapa, de ajuste de uma curva ao semivariograma experimental, é chamada de modelagem do semivariograma e é realizada por diferentes técnicas, entre elas, o ajuste manual, o ajuste por mínimos quadrados ordinários, o ajuste por mínimos quadrados ponderados e o ajuste por máxima verossimilhança.

O ajuste manual é realizado pelo especialista, através do posicionamento manual da curva ajustando esta da melhor forma possível aos pontos. O método de mínimos quadrados consiste na estimativa dos parâmetros minimizando as diferenças entre o modelo teórico ajustado e os pontos do semivariograma experimental. Enquanto no método dos mínimos quadrados ordinários o desvio padrão do erro é constante, no método dos mínimos quadrados ponderados o desvio padrão entra como peso na estimativa dos parâmetros (JIAN, 1996).

Por sua vez, o método de máxima verossimilhança realiza a estimativa dos parâmetros do modelo partindo do pressuposto que a distribuição é gaussiana (RIBEIRO JUNIOR; DIGGLE, 2015).

Existe uma variedade de modelos de semivariograma, sendo que os mais utilizados em análises ambientais são o esférico e o exponencial.

O modelo esférico é dado por:

$$\gamma(h) = C_0 + C \left[1,5 \left(\frac{h}{a} \right) - 0,5 \left(\frac{h}{a} \right)^3 \right] \text{ para } h < a \quad (6)$$

$$\gamma(h) = C_0 + C \text{ para } h \geq a \quad (7)$$

O modelo exponencial é dado por:

$$\gamma(h) = C_0 + C \left[1 - \exp \left(-\frac{h}{a} \right) \right] \quad (8)$$

Onde: $C_0 + C$ é o patamar; e a é o alcance.

De acordo com Druck *et al.* (2004) e Yamamoto e Landim (2013) os parâmetros de um semivariograma teórico, representados na Figura 1, são:

- a) Efeito Pepita (C_0): é o parâmetro que representa a variabilidade espacial e é identificado no gráfico do semivariograma pelo valor da semivariância para distâncias muito pequenas. Muitas vezes, o efeito pepita pode estar relacionado a uma causa específica, que pode ser, por exemplo a escala amostral utilizada.
- b) Alcance (a): é a distância na qual as amostras deixam de apresentar dependência espacial, ou seja, entram no campo aleatório. Este é identificado no gráfico do semivariograma como a distância a partir da qual a curva da semivariância estabiliza.
- c) Patamar (C_0+C): é a semivariância na qual as amostras deixam de ser dependentes espacialmente, ou seja, a semivariância na distância do alcance. No gráfico do semivariograma o patamar é identificado pela semivariância na qual a curva alcança uma estabilidade.

Quando o semivariograma mostra a curva característica, ou seja, as semivariâncias são menores em menores distâncias, chegando a uma distância máxima na qual estas se estabilizam, pode-se concluir que a variável amostrada apresenta um padrão de

dependência espacial. Em casos que não é observado o aumento da semivariância com o aumento da distância, e a semivariância ou a variação é aleatória independente da distância, este semivariograma é chamado de Efeito Pepita puro.

Figura 1 – Propriedades de um semivariograma com formato característico de fenômeno com dependência espacial.

Fonte: Yamamoto; Landim (2013)

O valor estimado na krigagem é obtido a partir de uma combinação linear de n pontos amostrados, sendo que o modelo de dependência espacial (semivariograma) é considerado nas estimativas (GOOVAERTS, 1997).

Dessa forma, a krigagem realiza a estimativa de $Z(x)$ a partir de uma combinação linear dos pontos amostrados, sendo que a cada um deles, um peso é atribuído, dependendo da posição relativa dos pontos amostrados, do semivariograma teórico ajustado, e dos valores $Z(x)$ amostrados. Em cada ponto da malha, um sistema de equações lineares é resolvido estimando assim os valores (MATHERON, 1971).

Os valores são então estimados por (MATHERON, 1971):

$$Z(x) = \sum_i^n \lambda_i Z(x_i) \quad (9)$$

Onde $Z(x)$ é o valor estimado, λ_i é o peso e $Z(x_i)$ são os valores amostrados.

A krigagem tem como características o fato de prover valores não enviesados de estimativas e de procurar minimizar a variância do erro (ISAAKS; SRIVASTAVA; 1989). Estas características são alcançadas devido a duas restrições existentes no sistema de krigagem ordinária (YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

A variância mínima nas estimativas é dada por:

$$E[Z(x) - Z(x_i)] = 0 \quad (10)$$

Onde $Z(x)$ é o valor estimado e $Z(x_i)$ é o valor real.

A restrição que leva a valores de estimativas resultantes sem vieses, é dada por:

$$\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1 \quad (11)$$

Onde: λ_i são os pesos das estimativas.

Segundo Goovaerts (2001) existem duas principais formas de calcular a incerteza de estimativas geoestatísticas, sendo a baseada na krigagem, calculada pela variância de krigagem, e a baseada em simulação. Apesar de esta última ter algumas vantagens com relação a variância de krigagem, o mesmo autor conclui que ambas apresentam resultados similares quanto a modelagem da incerteza.

Em diversos casos, o semivariograma apresenta um padrão de aumento da semivariância com a distância, porém sem estabilização, não sendo indicada a aplicação das técnicas de krigagem tradicionais. Esse tipo de semivariograma não estacionário indica a existência de tendências externas que dirigem a distribuição primária da variável regionalizada (SOARES, 2006).

2.1.1.3 Geovisualização tridimensional interativa

Técnicas de geovisualização interativa são ferramentas de análise exploratória. Estas são utilizadas visando identificar padrões complexos, relações e tendências, enfatizar características, gerar hipóteses, e revelar novas informações, sendo amplamente úteis para tomada de decisões (ANDRIENKO; ANDRIENKO; GATALSKY, 2003, KRAAK, 2008; TOMINSKI; SCHULZE-WOLLGAST; SCHUMANN, 2005).

Uma das principais técnicas de geovisualização tridimensional são os mapas espaço-temporais tridimensionais, nos quais os dados são representados em um sistema de eixos tridimensional, sendo as informações geográficas contidas nos eixos horizontais (x e y) e o tempo no eixo vertical (eixo z).

Por serem interativas, estas permitem que o usuário veja, manipule e explore os padrões espaço-temporais de diferentes pontos de vista e, dessa forma, encontre a melhor visão para responder questões específicas (BACH *et al.*, 2014; KRAAK, 2008; KRAAK; KOUSSOULAKOU, 2005; KRISTENSSON *et al.*, 2009).

Nesta tese, foram realizados três tipos de gráficos de geovisualização tridimensional, o cubo espaço-temporal, o diagrama de dispersão e a isosuperfície.

O modelo do cubo espaço-temporal, definido no final dos anos 1960 por Hagerstrand, consiste em uma representação tridimensional do espaço-tempo que permite a visualização de movimentações, trajetórias, ou caminhos espaço-temporais (HAGERSTRAND'S, 1970; KRAAK, 2008). Este tem sido utilizado para avaliar espacialmente os movimentos humanos ao longo do tempo, sendo aplicado a dados de movimentos individuais, eventos históricos e na área de transportes (DEMŠAR; VIRRANTAUŠ, 2010; FANG *et al.*, 2013; KRAAK; KVELADZE, 2017; KWAN; LEE, 2004).

Os diagramas de dispersão são gráficos que exibem uma nuvem de pontos, na forma de símbolos, que são mostrados com diferentes cores e/ou dimensões, de acordo com uma classificação da variável a ser visualizada no espaço tridimensional.

A isosuperfície, ou contorno tridimensional, é uma representação espacial tridimensional de *voxels* (*pixels* de volume) com valores iguais, sendo análoga a uma isolinha, porém em três dimensões (BRUNSDON; CORCORAN; HIGGS, 2007).

Para o cálculo de isosuperfícies, uma grade de *voxels* é obtido a partir dos dados pontuais. Primeiro, o conjunto de dados é dividido a partir de um limiar. A isosuperfície é então calculada como a superfície que envelopa os *voxels* acima desse limiar (BRUNSDON; CORCORAN; HIGGS, 2007).

Segundo Feng e Tierney (2008a) isosuperfícies são ferramentas muito úteis para representar dados de volume, tais como dados de geociências, imagens médicas e meteorologia. Dessa forma, estas têm sido utilizadas de forma eficiente para representar análises espaço-temporais de densidade de Kernel no espaço tridimensional (BRUNSDON; CORCORAN; HIGGS, 2007; DEMŠAR; VIRRANTAUS, 2010; FENG; TIERNEY, 2008a).

2.2 APLICAÇÕES

2.2.1 Geoestatística em ecologia de espécies

Os métodos geoestatísticos foram desenvolvidos para aplicações na mineração e nas ciências do solo (MATHERON, 1971). Porém, nas últimas décadas, existe uma tendência crescente de adaptação e aplicação desses métodos, além de outros tipos de análises espaciais, em problemas ecológicos, visando entender, medir e modelar os padrões espaciais em respostas bióticas, sendo considerados como um aspecto de extrema importância na ecologia de organismos e sistemas (LIEBHOLD; GUREVITCH, 2002).

Dessa forma, estes têm sido frequentemente aplicados sobre dados da distribuição espacial de animais e vegetais, em diversos ambientes, terrestres e marinhos.

Nos ambientes terrestres, a geoestatística nos últimos anos tem sido utilizada para estimar os padrões de distribuição de diversos animais, como herbívoros, pássaros e insetos.

No ambiente marinho, a utilização dessas ferramentas para estimar a distribuição espacial de populações, entre elas de bentos, crustáceos, mamíferos e peixes, tem sido realizada com diversos tipos de dados, como amostragens por avistamento, por operações de pesca e dados provenientes da pesca comercial.

Ainda no ambiente marinho, análises relacionadas ao estudo da distribuição de peixes e outras espécies comercialmente importantes para a pesca, e da sobrevivência destes ao longo do espaço, conhecidas como análises de ecologia pesqueira espacial, também têm se mostrado uma tendência crescente nos últimos anos (CIANNELLI *et al.*, 2008).

Visando ressaltar as diferentes funções da geoestatística em análises de ecologia espacial, para diversificados tipos de espécies, dados e ambientes, algumas aplicações serão citadas a seguir:

2.2.1.1 Geoestatística na distribuição de espécies em ambientes terrestres

Kerry *et al.* (2013) estimaram a abundância de herbívoros em um parque da África do Sul, a partir de pontos amostrais de observações aéreas por transectos, utilizando diferentes modelos geoestatísticos. Foram testadas duas abordagens, de krigagem ordinária e krigagem Poisson, além de uma análise preliminar da utilização de variáveis secundárias (ambientais) para melhorar os modelos. Foi concluído que quando disponíveis e conhecidas as variáveis ambientais que possuem influência no ciclo de vida e padrões de distribuição da espécie a ser modelada, a krigagem com variáveis secundárias é adequada. Quando esses dados não estiverem disponíveis, estes sugeriram a utilização da krigagem Poisson para estimar populações totais e gerar mapas de distribuição da abundância de herbívoros no Parque. A krigagem

Poisson é uma técnica de krigagem recente aplicada para mapear dados de contagem ou densidade.

Uma abordagem geoestatística foi também utilizada para mapear a distribuição de densidade do veado, *Cervus nippon*, no Japão. Estes veados são conhecidos por causar sérios danos às árvores em florestas japonesas, sendo a extensão dos danos florestais dependente da densidade populacional de veados. A técnica de krigagem foi utilizada para determinar a distribuição espacial da população de veados, além das mudanças na distribuição da densidade populacional ao longo do tempo. Os dados de entrada nos modelos foram o número de pelotas fecais em 86 locais dentro da unidade amostral. Dada a escala dos problemas causados por veados, estimativas confiáveis do tamanho da população no espaço e tempo são componentes essenciais para o manejo da vida selvagem na região (KONDOH; KOIZUM; IKEDA, 2013).

A estimativa da abundância do *Numenius americanus*, um pássaro costeiro norte-americano em Nebraska, EU, foi realizada através de krigagem, a partir de contagens em rotas determinadas. Os pássaros não se distribuíram uniformemente dentro da área de pesquisa, com as maiores densidades em uma área dominada por dunas, areia e pântanos rasos, e as menores densidades em áreas predominantemente agrícolas. Como a espécie em questão enfrenta muitas ameaças potenciais resultantes de mudanças de uso da terra, os resultados deste trabalho foram importantes por mostrar a necessidade da implantação de um monitoramento contínuo da população reprodutora (GREGORY *et al.*, 2012).

A distribuição da abundância do besouro-dos-cereais, *Rhyzopertha dominica*, e do besouro-castanho, *Tribolium castaneum*, em armazéns de trigo foram mapeadas através de métodos geoestatísticos. O monitoramento e os programas de amostragens são frequentemente utilizados na indústria de cereais armazenados para a detecção e estimativa de pragas de insetos. As modelagens geoestatísticas foram aplicadas sobre dados de amostragens, realizadas em camadas verticais. Ambas as pesquisas, do besouro-dos-cereais e do besouro-castanho apresentaram resultados com implicações significativas para a amostragem na indústria de grãos armazenados (JIAN *et al.*, 2012; STEEL; ELMOUTTIE; HAMILTON, 2012).

Castrignano *et al.* (2012) utilizaram dados de uma rede de monitoramento com base em armadilhas da mosca de oliva, *Bactrocera oleae*, para analisar a dinâmica espacial e temporal da mosca em uma grande área de cultivo de oliveira na Grécia, e para definir uma metodologia para determinar as zonas de monitoramento, visando otimizar o esforço de monitoramento. Foram realizadas análise de componentes principais, co-krigagem e krigagem para a produção de mapas temáticos e para delinear as zonas de monitoramento. Este trabalho permitiu determinar as áreas com alta densidade de moscas e assim determinar os níveis recomendados de intensidade de monitoramento.

2.2.1.2 Geoestatística na distribuição de espécies em ambientes marinhos

Monestiez *et al.* (2006), visando obter mapas acurados de abundância relativa de Baleia no mar Mediterrâneo, a partir de uma base espacialmente heterogênea de esforços de observações e avistamentos de animais esparsos e não-frequentes, desenvolveram a krigagem Poisson. Atualmente esta é uma abordagem paramétrica aplicada aos dados de ocorrência que apresentam distribuição Poisson, que usualmente ocorrem para observações esparsas ou raras.

Uma abordagem geoestatística foi aplicada na avaliação do estoque do ouriço do mar comestível, *Paracentrotus lividus*, em quatro zonas costeiras de pesca na Sardenha (Itália), utilizando como variável a densidade de ouriços (n° de indivíduos/m²), amostrada por contagem subáquatica. Modelos variográficos descreveram com sucesso a estrutura espacial da espécie na região, e foram utilizados para estimativa espacial por krigagem pontual, resultando em mapas nos quais foi possível avaliar a distribuição espacial da população (ADDIS *et al.*, 2009).

Outro trabalho com dados de coletas de ouriço no mar no Mediterrâneo buscou mapear os padrões de distribuição espacial e a estrutura populacional da espécie, a partir de abordagens geoestatísticas de semivariogramas e krigagem. Estes determinaram a capacidade de resistência da população durante as temporadas de

pesca e concluíram que o modelo geoestatístico proposto foi adequado para estimativa de biomassa e para avaliar o ouriço do mar (ADDIS *et al.*, 2012).

2.2.1.3 Geoestatística aplicada a dados pesqueiros de índices de abundância – captura-por-unidade-de-esforço (CPUE)

Uma das principais aplicações da geoestatística na ciência pesqueira marinha tem sido a realização de estimativas de abundância de espécies, considerando-se dependência espacial (MAYNOU; SARDÀ, F.; CONAN, 1998; RIVOIRARD *et al.*, 2008). A estimativa da abundância em locais não observados é aplicada para serem obtidos mapas de abundância ou para gerar estimativas mais precisas de CPUE para uma área como um todo (RUFINO *et al.*, 2006).

A distribuição espacial de duas espécies de crustáceos foi modelada por técnicas geoestatísticas aplicadas a dados de densidade (número de indivíduos/lance de 60 min de pesca) obtidos por cruzeiros de amostragens realizados em 1983 e 1984 na Plataforma Continental da NW da Espanha. Para ambas as espécies os semivariogramas mostraram estrutura espacial e as estimativas permitiram a identificação de gradientes de densidade no espaço assim como manchas espaciais (FREIRE; GONZÁLEZ-GURRIARÁN; OLASO, 1992).

O mapeamento da espécie demersal *Nephrops norvegicus*, no mar Mediterrâneo, foi realizado a partir de dados de densidade (nº de indivíduos/ km²) obtidos através de dois cruzeiros científicos, e da aplicação de métodos geoestatísticos tradicionais, revelando características da distribuição espacial da espécie, como o fato de esta se distribuir em manchas de cerca de 7 km de alta densidade, alternadas com regiões de baixa densidade (MAYNOU, 1998).

A interação entre leões marinhos e a pesca comercial da espécie *Trachurus symmetricus* no Chile Central foi analisada por uma abordagem geoestatística. Os dados utilizados foram obtidos por observadores a bordo de duas embarcações da frota comercial com características semelhantes, e o mapeamento do índice de

abundância da espécie (captura/lance de pesca) capturada pela frota e da densidade de leões marinhos (nº de indivíduos/lance de pesca), foi realizado por técnicas de krigagem. Dessa forma, possibilitando a identificação das áreas de sobreposição nos núcleos de abundância de ambas as espécies, sendo consideradas como áreas de interação entre estas (HÜCKSTÄDT; KRAUTZ, 2004).

Uma análise espacial da espécie *Alosa fallax*, a qual é considerada como ameaçada pela pesca dentro da Zona econômica Exclusiva da Alemanha, foi realizada utilizando geoestatística não linear e krigagem indicadora, visando procurar por potenciais áreas especiais de conservação (SAC) para a espécie. Os dados utilizados para o cálculo de índices de abundância (CPUE – kg/ 30 min) foram amostrados por cruzeiros de monitoramento realizados pelo Instituto de Pesca de Hamburgo entre os anos de 1996 e 2011. A partir do mapeamento anual da probabilidade da abundância da espécie exceder valores limiares, não foi possível identificar nenhuma possível área especial para conservação da espécie dentro da região (STELZENMULLER *et al.*, 2004).

Rufino *et al.* (2005) utilizaram dados de cruzeiros de arrasto do caranguejo *Liocarcinus depurator* realizados ao longo da costa da Espanha no ano de 1996 para testar duas diferentes abordagens na modelagem da distribuição e variabilidade espacial da densidade da espécie. Foi testada a aplicação da remoção de *outliers* e da transformação logarítmica das densidades, sendo que a primeira se mostrou mais eficiente para aplicação de técnicas geoestatísticas de semivariograma e krigagem a dados de cruzeiros científicos de arrasto.

Stelzenmuller; Maynou e Martín (2007) utilizaram dados de pesca comercial e análises geoestatísticas para estimar a distribuição espacial da abundância de espécies marinhas e integraram os resultados em Sistemas de Informações Geográficas (SIG) visando avaliar os benefícios de uma Reserva Marinha. Observaram que a CPUE total de peixes de algumas espécies aumentou perto da Reserva devido aos efeitos diretos e indiretos da mesma. Os autores concluíram que a dimensão espacial da zona de exclusão à pesca artesanal permitiu a proteção geral apenas para as espécies-alvo das pescarias.

Análises geoestatísticas foram também aplicadas para descrever a estrutura espacial da distribuição da lagosta do Caribe, a partir de dados de cruzeiros científicos de

pesca de arrasto em profundidades entre 200 e 550 m. Como crustáceos do mesmo gênero são de grande valor comercial em algumas regiões tropical e subtropical, o trabalho foi de grande importância por descrever pela primeira vez os padrões de distribuição espacial e batimétrico da lagosta do Caribe (PARAMO; SAINT-PAUL, 2012a).

Os padrões de distribuição espacial da abundância de duas espécies de camarão gigante de profundidade no Mar do Caribe Colombiano foram estudados utilizando técnicas geoestatísticas. Foram encontradas altas abundâncias das duas espécies, principalmente na zona norte da região. A pesca deste camarão se mostrou como um novo potencial pesqueiro, visto que os recursos de águas rasas se encontram em declínio (PARAMO; SAINT-PAUL, 2012b).

Aidoo *et al.*, (2015) avaliaram a aplicabilidade das técnicas de krigagem ordinária, indicadora e poisson para estimar a CPUE de três espécies com diferentes padrões espaciais, utilizando dados da pesca esportiva. Estes concluíram que a melhor técnica de krigagem em casos de dados de CPUE enviesados, inflados de zeros, como os da pesca esportiva, foi a krigagem indicadora.

Índices de abundância (CPUE) padronizados, calculados a partir de dados comerciais da pesca artesanal do dourado, *Coryphaena hippurus*, no nordeste do Brasil foram utilizados em técnicas geoestatísticas de semivariograma e krigagem. Foram gerados mapas da abundância da espécie que possibilitaram a avaliação espacial e temporal da mesma na região (NÓBREGA *et al.*, 2015).

2.3 RELAÇÃO DA ATIVIDADE PORTUÁRIA COM A PESCA E ESPÉCIES MARINHAS

Atividades portuárias realizadas no ambiente marinho costeiro, através do tráfego de embarcações, das operações de dragagem e despejo do material dragado, geram diversas interferências diretamente sobre a atividade pesqueira, sobre as espécies capturadas pela pesca, e sobre o ambiente que estas habitam.

Os impactos diretos na atividade pesqueira estão relacionados a sobreposição das áreas de atividade portuária com as áreas de captura de pescadores artesanais que vivem em comunidades próximas aos portos e que, de forma geral, operam com embarcações de pequeno porte e dessa forma de baixa mobilidade, não possuindo a capacidade de buscar por áreas de pesca mais distantes (SOUZA; TERRA; OLIVEIRA, 2009).

O tráfego e ancoragem de navios cargueiros e outras embarcações relacionadas a atividade portuária, interferem diretamente no trânsito das embarcações de pesca dentro dessas regiões, além de afetar na diminuição da área disponível para realização de operações de pesca. No entanto, não foram encontrados artigos científicos que abordem este tema.

Segundo Goulielmos (2000) os portos estão localizados perto de áreas produtivas, nas quais habitat e espécies são frequentemente colocadas em perigo. Esse perigo se dá, pois, os impactos da atividade portuária sobre o ambiente possuem influência negativas nas espécies marinhas. Alguns desses impactos são: a destruição de habitat, causado pela operação de dragagem, e a contaminação da coluna d'água pela poluição gerada pelas embarcações que trafegam no porto e pela ressuspensão e despejo de sedimentos contaminados durante operações de dragagem (BRAY; BATES; LAND, 1997; GUPTA; GUPTA; PATIL, 2005). Sendo assim, estes impactos apresentam influência indireta sobre a atividade pesqueira, visto que podem levar a contaminação e diminuição da abundância de espécies comercialmente importantes.

Já as operações de dragagem influenciam de forma direta na abundância de espécies, através da destruição de áreas de reprodução destas (BRAY; BATES; LAND, 1997).

Por sua vez, o impacto causado por sedimentos e colunas d'água contaminados por poluentes, incluindo metais pesados, sobre espécies marinhas capturadas pela pesca, se dá principalmente pela incorporação destes por organismos bentônicos, e a da posterior acumulação nos demais níveis tróficos, chegando a peixes, mamíferos, pássaros e seres-humanos (HEDGE; KNOTT; JOHNSTON, 2009).

De forma geral, a avaliação do impacto da poluição portuária sobre espécies marinhas tem sido realizada através de avaliações da concentração dos poluentes em espécies

e da variação de índices ecológicos destas, calculados para áreas com diferentes graus de impacto ambiental. Dobaradaran *et al.* (2010) avaliaram o conteúdo de metais pesados no músculo e pele de dois peixes importantes para o consumo, capturados na região do porto de Bushehr, Irã, concluindo que as maiores concentrações em ambos os peixes foram de Cu, porém estas foram em limites aceitáveis.

Os efeitos da poluição industrial e urbana na macrofauna bentônica na Baía de Muggia (porto Industrial de Trieste, Itália) foram analisados através de amostragens realizadas ao longo de regiões com maiores e menores impactos antrópicos, resultando em uma tendência decrescente da espécie para locais com menor estresse ambiental. Apesar disso, foram identificados altos valores de índices ecológicos para as espécies, mesmo nas regiões mais impactadas, que levaram à conclusão que essas espécies possuem alta sobrevivência mesmo nessas condições (SOLIS-WEISS, *et al.*, 2004).

Sukumaran e Devi (2009) realizaram análises estatísticas espaciais da diversidade de poliquetas ao longo de 28 estações de amostragens no Porto de Mumbai, e identificaram indícios de condições de estresse ambiental afetando essas espécies na região.

Por serem espécies bentônicas, que vivem próximas e muitas vezes se alimentam de sedimentos contaminados, os camarões são susceptíveis a acumular metais pesados em seus tecidos. Dessa forma, apesar de não terem sido realizados em regiões portuárias, diversos estudos identificaram concentrações de metais pesados em tecidos de diferentes espécies de camarões (*Farfantepenaeus Brasiliensis*, *Penaeus semisulcatus*, *Penaeus monodon*, *Xiphopenaeus kroyeri*), visando avaliar o impacto da contaminação antrópica em regiões que sofrem com elevadas descargas urbanas, agropecuárias e industriais (ALVES-COSTA; COSTA, 2004; FIRAT *et al.*, 2008; GUHATHAKURTA; KAVIRAJ, 2000; MANTELATTO *et al.*, 1999; MATOS; CARVALHO, 2011).

Silva e Gomes (2012) realizaram uma avaliação dos impactos das atividades portuárias no Sistema Estuarino de Santos. Segundo os autores, a degradação da região levou à diminuição e/ou desaparecimento de espécies de pescado e à mudanças na pesca artesanal.

A maioria dos artigos encontrados tratam da questão do impacto da poluição nos ambientes sobre as espécies marinhas, existindo uma lacuna de abordagens a respeito da identificação e avaliação dos impactos e interferências entre a atividade portuária (incluindo a dragagem) e a atividade pesqueira (incluindo a abundância das espécies alvo).

3 DADOS E FERRAMENTAS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo geral desta Tese compreende a região marinha costeira de São Paulo, entre os municípios de São Sebastião e Peruíbe (Figura 2). Esta região foi selecionada por abranger a área marinha costeira de interferência direta do porto de Santos, a principal área de pesca das frotas situadas nos municípios do Litoral Centro de São Paulo, de Bertioga a Peruíbe, além de alguns dos Setores das Áreas de Proteção Ambiental (APAs) Marinhas do estado de São Paulo. Ainda, essa região contempla a área de abrangência do Plano de Área do Porto de Santos e Região (PAPS).

Como área marinha de interferência direta do porto de Santos foram consideradas as áreas destinadas ao despejo do material dragado e as áreas de fundeio de embarcações (Figura 2). O porto de Santos é o principal porto do Brasil e, dessa forma, a principal porta de entrada para exportações do país (NETO, 2006). Este é responsável por 35% do comércio internacional movimentado por via marítima e por 30% do volume total transportado pelos portos organizados do país (ANTAQ, 2014; NETO *et al.*, 2009).

O PAPS tem como objetivo orientar as ações de resposta em casos de poluição por derrame de óleo, através de um plano de emergência único que compreende toda a área envolvida. A área de abrangência do PAPS abrange a região do estuário de Santos, São Vicente e Cubatão, as bacias do litoral centro-norte em Guarujá e Bertioga, e as bacias do litoral centro-sul e sul em Praia Grande, Mongaguá, Itanhaém e Peruíbe (PAPS, 2015).

Figura 2 - Área de estudo geral, referente à área de interferência direta do porto de Santos e Áreas de Proteção Ambiental Marinhas (APAs) adjacentes.

Fonte: produção do próprio autor.

O porto de Santos é considerado o maior porto da América Latina, situando-se na 38ª posição entre os principais portos do mundo na movimentação de contêineres, e na primeira posição nessa categoria, entre os portos da América do Sul e Caribe (CIY, 2015). Sua importância econômica para o Brasil é indiscutível, visto que este é o principal meio para o comércio internacional de todos os estados do país, com exceção do Amapá (NETO *et al.*, 2009).

Assim como em portos de todo mundo, o desenvolvimento do porto de Santos também levou ao adensamento urbano e ao crescimento da atividade industrial na região. Durante as décadas entre 1890 e 1930, as intensas atividades portuárias cafeeiras no porto de Santos levaram à urbanização e ao desenvolvimento do município de Santos, enquanto durante a década de 1950, as indústrias instaladas em função da

proximidade com o porto, levaram ao desenvolvimento do Distrito Industrial de Cubatão (MATOS, 2004).

Além da atividade portuária, a zona costeira de Santos, há muitos anos sofre com o impacto causado pelo despejo de efluentes, substâncias químicas e patogênicas, pelos aglomerados urbanos, ocupações irregulares e por atividades como o turismo e a pesca (CESAR *et al.*, 2006; FERRAZ *et al.*, 2017; LAMPARELLI *et al.*, 2001; SILVA; FIGUEIREDO, 2002).

Ainda, operações de dragagem vêm sendo realizadas no porto de Santos desde 1928, visando aprofundar e manter o calado e a largura do mesmo, permitindo assim a movimentação e passagem de navios de diversos tamanhos (CODESP, 2008).

O volume do material dragado na região apresentou tendência crescente ao longo dos anos e, devido ao aumento da erosão da Serra do mar, do assoreamento do canal e do aprofundamento do mesmo, apresentou um acentuado aumento durante a década de 1980 (CODESP, 2008; SILVA; FIGUEIREDO, 2002).

Durante os anos 2000 a dragagem no porto de Santos visou a manutenção das cotas entre 13 e 14 m e da largura do canal mínima de 150 m. A partir de 2009 se iniciou um projeto para aprofundar o calado para cotas acima de 15 m e a largura para no mínimo 220 m, com o objetivo de permitir o acesso de navios com calados maiores e a passagem de dois navios simultaneamente, criando uma via de mão dupla no canal (CODESP, 2008).

O material dragado no Porto de Santos é despejado em polígonos delimitados na região marinha costeira. As áreas de descarte sofreram alterações ao longo dos anos, sendo que, a partir de 1996, o material dragado no serviço de dragagem de manutenção passou a ser descartado no polígono delimitado pelas coordenadas 24°04'00" S e 24°05'00" S de latitude e 46°18'00" W e 46°19'00" W de longitude. No ano de 2009 com o início do projeto de aprofundamento do canal, houve uma alteração no local de deposição do material, passando para o polígono delimitado pelas latitudes 24°05'59" S e 24°08'13" S e pelas longitudes 46°17'57" W e 46°23'50" W (CODESP, 2008). Na Figura 2, encontram-se os dois polígonos de descarte, estando a nordeste o polígono de deposição da dragagem de manutenção e o

polígono a sudoeste correspondente à área de deposição da dragagem de aprofundamento.

Diversos trabalhos tiveram como objetivo analisar a contaminação e a toxicidade do sedimento do estuário de Santos, o qual é ressuspensionado durante as operações de dragagem do porto de Santos, e posteriormente depositado nos polígonos delimitados no ambiente marinho. Esses estudos levaram à conclusão de que os sedimentos do estuário de Santos apresentam, de forma geral, elevados graus de toxicidade e contaminação (CESAR *et al.*, 2006; HORTELLANI, *et al.*, 2008; MARANGONI *et al.*, 2011; SOUSA *et al.*, 2007).

Nas áreas adjacentes ao porto de Santos se encontram as APAs Marinhas do estado de São Paulo, abrangendo toda a área costeira marinha do estado (entre 23°22' e 25°18' S). Estas, foram implantadas pelo Governo do estado (Decretos N° 53525, N° 53526, N° 53527) em outubro de 2008 e consistem em Unidades de Conservação de Uso Sustentável, sendo uma estratégia para a gestão ambiental integrada e participativa dos ambientes marinhos na região.

A área de estudo geral contém os seguintes Setores das APAs Marinhas do estado de São Paulo: Setor Carijó (sul da área de estudo geral) e Setor Guaíbe (centro da área de estudo geral), ambos referentes à APA Marinha do Litoral Centro (APALC) e o Setor Ypautiba (norte da área de estudo) contido na APA Marinha do Litoral Norte (APALN).

Nos municípios costeiros, situados na área de estudo geral, a pesca é caracterizada por ser uma atividade artesanal, com exceção dos municípios de Santos e Guarujá, que apresentam uma atividade pesqueira mista, sendo parte da frota artesanal e parte industrial (PMAP, 2015).

Sendo um dos poucos municípios do estado que apresenta uma frota industrial, os municípios de Santos e Guarujá são responsáveis por cerca de 70% do volume de pesca no estado de São Paulo (ÁVILA-DA-SILVA *et al.*, 2007).

Apesar do alto volume de captura obtida pela frota industrial, estas representam apenas 10% do total de unidades produtivas do estado de São Paulo (PMAP, 2015). Dessa forma, a atividade pesqueira artesanal apresenta elevada representatividade

na região, possuindo alta importância econômica e social, visto que é a principal fonte de renda e alimentação de diversas comunidades pesqueiras.

A coleta dos dados da pesca comercial é realizada no estado de São Paulo pelo Instituto de Pesca, o qual é responsável pelo Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira (PMAP). Este utiliza o método censitário para obter os dados pesqueiros, através de entrevistas com mestres de embarcações e pescadores no momento da descarga pesqueira, e pela verificação de registros de descarga de pescado. A coleta de dados é realizada em mais de 200 locais de descarga nos 15 municípios da costa paulista. Desde março de 2008 o PMAP tem coletado cerca de 6.000 dados de viagens pesqueiras por mês, nos quais são obtidas as informações de espécie, captura, esforço de pesca e a coordenada geográfica da operação pesqueira (CARNEIRO; ÁVILA-DA-SILVA; NAMORA, 2009; MENDONÇA; CORDEIRO, 2010).

As principais espécies capturadas, em volume, no estado de São Paulo são a sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*), a corvina (*Micropogonias furnieri*), e o camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) (ÁVILA-DA-SILVA *et al.*, 2007).

No estado de São Paulo, o camarão-sete-barbas é uma das espécies mais importantes para a pesca, sendo sua captura realizada principalmente por embarcações de pequeno porte, as quais possuem baixa mobilidade e realizam a captura da espécie preferencialmente em profundidades entre 10 e 15 metros (ÁVILA-DA-SILVA *et al.*, 2007; GASALLA; GANDINI, 2016; KOLLING *et al.*, 2008; KOLLING; ÁVILA-DA-SILVA, 2014).

De forma complementar, foram realizadas análises em uma área de estudo específica, situada dentro da área de estudo geral, a qual se encontra na Figura 3, e foi delimitada a partir da área principal de atuação das frotas que operam preferencialmente nas áreas de impacto direto do porto de Santos.

A área de estudo específica compreende, além dos polígonos de despejo do material dragado (áreas de despejo 1 e 2) e de fundeio de embarcações do porto de Santos (áreas de fundeio 1 a 6), parte dos Setores Carijó e Guaibe da APALC (Figura 3).

Figura 3 - Área de estudo específica, compreendendo a área marinha de interferência direta (polígonos de despejo da dragagem e fundeio de embarcações) do porto de Santos-SP, Brasil, e Setores da Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Centro (APALC).

Fonte: produção do próprio autor.

Na Figura 4 se encontra o organograma com o passo a passo dos dados e ferramentas utilizados.

Figura 4 – Organograma do passo a passo dos dados e ferramentas utilizados.

Fonte: produção do próprio autor.

3.2 DADOS E PROGRAMAS COMPUTACIONAIS

3.2.1 Dados pesqueiros

Os dados de pesca, utilizados nesta Tese, foram obtidos a partir do banco de dados ProPesqWEB (Instituto de Pesca - APTA/SAA/SP), no qual são armazenados os dados da pesca descarregada nos municípios costeiros do estado de São Paulo.

Esses dados são obtidos através de entrevistas aos tripulantes das embarcações no momento da descarga pesqueira, e complementarmente, a partir de mapas de bordo e registros fornecidos nos pontos de descarga (ÁVILA-DA-SILVA *et al.*, 2007; JANKOWKY; MENDONÇA; MORRONI, 2017; MENDONÇA; CORDEIRO, 2010).

De cada descarga pesqueira, são registradas no banco de dados, as informações de captura (kg) por espécie, data, duração da viagem, dias efetivos de pesca, aparelho de pesca, coordenada geográfica da operação de pesca, além de outras medidas de esforço pesqueiro para cada aparelho de pesca específico. Além disso, o Propesq possui um cadastro das embarcações, no qual se encontram registradas as informações referentes as embarcações, como comprimento, capacidade de armazenagem, potência do motor, ano de construção, entre outras.

Para as análises, foram selecionados os dados da pesca de arrasto-duplo de pequeno porte, de camarão-sete-barbas na região do Litoral Centro do estado de São Paulo, entre Bertioga e Peruíbe, durante os anos de 2009 e 2014.

Por viagem pesqueira foram utilizados dados referentes à data de descarga, código da embarcação, captura (kg), dias de pesca, local de pesca (texto descritivo), profundidade e coordenadas da operação de pesca.

As coordenadas das operações de pesca se encontravam em diferentes resoluções espaciais, sendo que em diversas viagens estas representavam células de 5 ou 10 milhas náuticas (MN). A partir de análises prévias foi identificado que a resolução mínima para utilização em estimativas de krigagem para os dados desta Tese era de

1 MN, visto que os dados nas resoluções de 5 e 10 MN apresentaram semivariogramas do tipo efeito pepita puro, o qual não deve ser utilizado para a realização das estimativas de krigagem.

Nesses casos as coordenadas pontuais das operações de pesca foram estimadas em cartas náuticas a partir das indicações textuais do local e da faixa de profundidade de pesca. Adicionalmente, foram obtidos, por embarcação, dados de comprimento, em metros, e potência de motor, em *Horse Power* (HP).

3.2.2 Dados portuários

Os dados portuários de volume transportado (em toneladas) e do número de embarcações atracadas no porto de Santos por ano, foram obtidos a partir dos informes estatísticos de “Análise do movimento físico do Porto de Santos”, elaborados pela Companhia Docas do estado de São Paulo (CODESP) e disponíveis no site do Porto de Santos (<http://www.portodesantos.com.br/>).

Ainda, foram utilizados os dados anuais de volume (10^3 m^3) de material dragado durante a dragagem de manutenção, por ano, cedidos pela CODESP.

Para representar os dados portuários em um mesmo gráfico, possibilitando a identificação das tendências de variação temporal de ambos, e suas possíveis relações, estes foram padronizados. Esta padronização foi realizada a partir da subtração de cada valor e sua média, e posterior divisão pelo desvio padrão, resultando em um conjunto de dados com média zero e desvio padrão 1.

3.2.3 Dados espaciais

O Sistema Geodésico de Referência (SGR) utilizado foi o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas 2000 (SIRGAS2000). Alguns dados utilizados como

subsídio se encontravam no SGR *South American Datum* 1969 (SAD69), porém estes foram reprojitados para SIRGAS2000.

Foi utilizado um Sistema de Coordenadas Cartesianas, através da Projeção Universal transversa de Mercator (UTM).

Os dados espaciais utilizados foram:

- a) Arquivo vetorial de municípios do estado de São Paulo, disponível no portal de mapas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) <<http://mapas.ibge.gov.br/mapas.html>>;
- b) Arquivos matriciais das cartas náuticas da marinha do Brasil, abrangendo a área de estudo, disponibilizados no portal do Centro de Hidrografia da Marinha (CHM) <<http://www.mar.mil.br/dhn/chm/>>;
- c) Arquivo vetorial com as isóbatas da região;
- d) Arquivo vetorial das APAs Marinhas do estado de São Paulo;
- e) Arquivo vetorial da área de despejo do material dragado no porto de Santos: elaborado utilizando as coordenadas que delimitam os polígonos de despejo (CODESP, 2008);
- f) Arquivo vetorial das áreas de fundeio de embarcações do porto de Santos: elaborado utilizando como base as áreas de fundeio delimitadas nas cartas náuticas da marinha do Brasil e;
- g) Arquivo vetorial da grade de predição de 1 MN contendo as profundidades médias por célula: a grade de predição foi elaborada com base na área de distribuição da pesca do camarão-sete-barbas na região, e as profundidades foram calculadas a partir da grade de profundidades de 30 segundos de resolução, obtido do banco de dados de grades batimétricas GEBCO (*General Bathymetric Chart of the Oceans*, <http://www.bodc.ac.uk/data/online_delivery/gebco/>). Os dados de profundidade foram avaliados um a um, e no caso de não estarem consistentes com a profundidade do local observada nas cartas náuticas, a profundidade da carta náutica foi utilizada.

3.2.4 Programas Computacionais

Para armazenamento dos dados, consultas, e geração de tabelas, foi utilizado o programa computacional de banco de dados *Microsoft Office Access*.

As análises estatísticas, geoestatísticas e os mapas interativos tridimensionais espaço-temporais foram realizados no programa estatístico R (R Core Team, 2017), utilizando os pacotes *rgl* (ADLER *et al.*, 2017), *geoR* (RIBEIRO JUNIOR; DIGGLE, 2001) e *minsc3d* (FENG; TIERNEY, 2008b).

Os mapas bidimensionais, elaborados para representação dos resultados das análises geoestatísticas, além da realização das análises de mapa de Kernel bidimensional (Kernel 2D) e das operações espaciais de geoprocessamento, foram realizados utilizando o programa computacional QGIS (ATHAN, *et al.*, 2015).

3.3 FERRAMENTAS

3.3.1 Geovisualização tridimensional interativa

A partir dos dados pesqueiros brutos, e resultantes das análises espaciais (especificadas nos próximos itens dentro dos métodos), foram elaborados mapas tridimensionais interativos. Estes foram utilizados para avaliar tendências na variação espaço-temporal das operações de pesca de arrasto-duplo de pequeno porte e na abundância de sua espécie alvo, o camarão-sete-barbas, dentro da área de estudo.

Nos mapas tridimensionais, foram atribuídos aos eixos X e Y as coordenadas geográficas e ao eixo Z foi atribuído o tempo. Foram realizados três tipos de gráficos de geovisualização tridimensional, o cubo espaço-temporal, o diagrama de dispersão e de isosuperfície:

3.3.1.1 Cubo espaço-temporal

Para realizar as análises da trajetória das operações de pesca, através dos mapas de cubo espaço-temporal, foram selecionadas as oito embarcações que operaram com maior frequência de meses dentro das áreas de interferência direta do porto de Santos.

Cabe salientar, que as embarcações navegam para chegar aos locais de pesca e retornam para o porto pesqueiro para descarregar o pescado, após um ou mais dias de pesca, e estes percursos não foram considerados nos mapas. Dessa forma a trajetória visualizada indica apenas as áreas de pesca de camarão-sete-barbas, e tem como objetivo identificar possíveis padrões de variação espaço-temporal nas áreas preferenciais de captura da espécie.

Um modelo de cubo espaço-temporal foi elaborado para cada embarcação selecionada, contendo em sua base (eixo x e y) a representação geográfica das áreas de interferência direta do porto de Santos e da linha de costa, e em sua altura (eixo z) a trajetória das operações de pesca realizadas diariamente durante o período.

3.3.1.2 Diagrama de dispersão

Foram elaborados diagramas de dispersão das variáveis de abundância e de declividade da abundância do camarão-sete-barbas, dentro da área de estudo. Nesse caso, a altura (eixo z) foi representada por ano, e as variáveis foram representadas por esferas, em cinco classes de cores.

Para criar as classes, foi utilizado o método de quantil. Os dados de todos os anos foram agrupados e ordenados de forma crescente, e, em seguida, estes foram divididos nas cinco classes, contendo cada uma delas 20% dos dados.

3.3.1.3 Isosuperfície

Mapas tridimensionais de isosuperfície, ou contorno tridimensional, foram utilizados para representar os resultados da Análise de Kernel 3D, a qual tem como saída um arquivo de *voxels*.

3.3.2 Análise dos agrupamentos amostrais do esforço de pesca

Foram realizadas as análises de agrupamentos amostrais, utilizando o método de Kernel tradicional (Kernel 2D), sobre os dados de operações de pesca por ano, e o método de Kernel 3D, o qual coloca o tempo no eixo z do espaço tridimensional, sobre os dados das operações de pesca por dia.

3.3.2.1 Kernel bidimensional (Kernel 2D)

Como diversas operações de pesca ocorreram durante um mesmo ano em um mesmo ponto, a frequência de ocorrência de operações em cada ponto foi utilizada como peso durante as análises de Kernel 2D.

As análises de Kernel 2D foram realizadas utilizando o programa computacional QGIs e o pacote *heatmap*. Este utiliza a estimativa de densidade de Kernel para criar mapas matriciais de densidade, utilizando como base um arquivo vetorial de pontos. A densidade é calculada a partir do número de pontos em um raio de influência, com maiores números de pontos agrupados resultando em valores de densidade mais alta, permitindo, dessa forma, a fácil identificação de agrupamentos significativos de pontos.

Existem diversos métodos utilizados para definir um raio de influência ótimo, entre eles, o método do Erro Quadrático Médio (EQM) e a função K de *Ripley* (BERMAN; DIGGLE, 1989, LIU *et al.*, 2010). Nesta Tese, esses dois métodos foram testados, porém ambos definiram raios de influência que geraram superfícies de densidade muito heterogêneas, não possibilitando a identificação de grandes agrupamentos, o qual é o principal objetivo da análise.

Dessa forma, para definir o raio de influência, foram testados diferentes valores de raios, sendo que o raio de 5.000 m foi escolhido por ter gerado superfícies de tendência com suavidade intermediária entre superfícies muito homogêneas e muito heterogêneas.

A função Kernel (K) utilizada foi a *Biweight*, visto que segundo Wang e Jones (1995) apresenta uma das mais altas eficiências, de 0,994. Esta função se encontra especificada no capítulo 2.

3.3.2.2 Kernel tridimensional (Kernel 3D) espaço-temporal

Com o objetivo de identificar padrões espaço-temporais nos agrupamentos amostrais, através da visualização dos mapas de Kernel em uma imagem só, foi calculada a análise de Kernel 3D espaço-temporal.

O Kernel 3D foi calculado, através do pacote *minsc3d*, que utiliza a função de Kernel Gaussiana (FENG; TIERNEY, 2008b). O cálculo da malha triangular que se aproxima da superfície do contorno, é realizado pelo pacote, utilizando o algoritmo *marching cubes* (FENG; TIERNEY, 2008a).

Para realizar o Kernel 3D, o dia em que a operação de pesca foi realizada foi utilizado como o componente temporal.

O mesmo raio de influência espacial, definido para o Kernel 2D, de 5.000 m, foi utilizado como raio espacial para o cálculo do Kernel 3D.

A análise de Kernel 3D resulta em um arquivo de densidades (d) estimadas em voxels, onde x, y, e z são as coordenadas espaço-temporais de uma grade regular.

Dessa forma, para visualizar o resultado do Kernel 3D, foram utilizados mapas de isosuperfícies tridimensionais interativos, os quais possibilitam o mapeamento de volumes.

Para calcular os limiares utilizados nos mapas de isosuperfície foi realizado, sobre a lista de densidades estimadas, o cálculo dos quantis. Os valores de densidade nos quantis de 20% e 80% foram então selecionados para serem os limiares.

3.3.3 Cálculo dos índices padronizados da abundância (CPUE) do camarão-sete-barbas

Os dados utilizados neste trabalho, provenientes da estatística pesqueira do estado de São Paulo, são dados de fontes comerciais, e assim referem-se a operações pesqueiras de frotas com diferenças tecnológicas.

Dessa forma, os dados selecionados de descargas de arrasto-duplo de camarão-sete-barbas no litoral Centro de São Paulo foram utilizados na aplicação de modelos de padronização do esforço pesqueiro.

As variáveis que tiveram sua significância testada nos modelos lineares generalizados foram: ano, mês, localidade pesqueira, classe de comprimento da embarcação, classe de potência de motor da embarcação e mês pós defeso (variável indicando se um mês foi ou não subsequente ao final do período de defeso). Essas variáveis foram selecionadas e classificadas de acordo com a metodologia utilizada por Kolling e Ávila-da-Silva (2014), que realizaram a padronização dos dados da pesca comercial do camarão-sete-barbas no estado de São Paulo, durante o período de 1990 a 2009.

Sendo assim, as embarcações foram classificadas segundo suas potências de motor em: (a) <18 HP; (b) 18-99 HP; (c) 100-179 HP e (d) >=180 HP.

As mesmas embarcações foram classificadas segundo seus comprimentos, em metros em: (a) pequena escala 1 (peq-1), embarcações com menos de 10 m; (b) pequena escala 2 (peq-2), embarcações entre 10 e 12 m; (c) média escala 1 (méd-1), barcos entre 12 e 15 m; e (d) média escala 2 (méd-2), embarcações com 15 m ou mais.

A localidade pesqueira indica a região de descarga do pescado e pode incluir um ou mais portos próximos e com características semelhantes. Na Tabela 1 se encontram as localidades por município, dos dados selecionados para as análises.

O defeso do camarão-sete-barbas, que consiste em um período de proibição da captura da espécie, é a principal medida de manejo da espécie nas regiões sudeste e sul do Brasil. Este, foi implementado em 1984, e desde o ano de 2009 ocorre entre 1 de março e 31 de maio (FRANCO *et al.*, 2009). Assim, o mês de junho foi classificado como mês pós defeso.

Tabela 1 - Localidades por município nas quais foram selecionadas descargas de camarão-sete-barbas. Os dados dos municípios de Santos e Guarujá são registrados agrupados no banco de dados Propesq.

Município	Localidade
Bertioga	Bertioga
Santos/Guarujá	Perequê
Santos/Guarujá	Porto de Santos
Santos/Guarujá	Praias do Guarujá
Santos/Guarujá	Rio do Meio
Santos/Guarujá	Santa Cruz dos Navegantes
Itanhaém	Porto do Baixio

A magnitude da influência dos fatores ano (2009-2014), mês (janeiro-dezembro), localidade, classe de comprimento (peq-1; peq-2; med-1; med-2), classe de HP (<18; 18-99; 100- 179; 180) e mês pós defeso (variável indicando se o mês é ou não um mês em que houve a abertura da pesca após um período de defeso) sobre a produtividade pesqueira (CPUE, calculada como a captura (kg) por dias efetivos de

pesca) foi estimada através da análise de deviência para o ajuste de MLGs (MCCULLAGH; NELDER, 1989; QUINN; DERISO, 1999).

A seleção e ajuste do modelo foi executada em três passos: (1) foi ajustado um modelo onde todas as variáveis foram incluídas sem ordem e sem considerar interações, e a avaliação do *Akaike Information Criterion* (AIC) (AKAIKE, 1974) foi utilizada para determinar o efeito da queda de cada termo; (2) um segundo modelo foi ajustado ordenando os fatores de acordo com seus valores de AIC; e (3) o método *stepwise* (para trás e para frente) foi aplicado para o ajuste do modelo final, considerando interações de primeira ordem entre os fatores, e também partindo dos valores de AIC (VENABLES; RIPLEY, 1997).

O modelo inicial, que após os três passos, resultou no modelo final selecionado, foi:

$$\ln \mu_{lamch} = \alpha + \beta_a + \theta_m + \lambda_l + \rho_c + \varepsilon_h + \gamma_c \quad (12)$$

Onde:

- μ_{lamch} é a CPUE esperada no ano a , no mês m , na localidade l , de uma embarcação da classe de HP h , da classe de comprimento c e considerando se este mês é ou não um mês de abertura da pesca após um período de defeso;
- α é a CPUE observada em janeiro de 2009, na localidade Bertioga, de uma embarcação da classe de comprimento $peq-1$ e da classe de HP <18 ;
- β_a é a abundância no ano a relativa a 2009, θ_m é a abundância do mês m relativa a janeiro, λ_l é a abundância na localidade l relativa à Bertioga, ρ_c é a eficiência de uma embarcação da classe c em relação a classe $peq-1$, ε_h é a eficiência de uma embarcação da classe h em relação a classe <18 ; γ_c é a mudança da CPUE no caso de um mês pós defeso.

Os coeficientes do modelo final, com exceção daqueles relacionados ao ano e mês, foram utilizados para calcular um esforço de pesca padronizado por descarga pesqueira (QUINN; DERISO, 1999). O cálculo da CPUE por célula de 1 MN foi então realizado dividindo a soma das capturas pela soma do esforço padronizado.

3.3.4 Modelagem geoestatística da abundância da espécie

3.3.4.1 Análise exploratória geoestatística

Os dados de CPUE padronizada de camarão-sete-barbas por célula de 1 MN, provenientes da modelagem anterior, foram utilizados nas análises de semivariograma e estimativa espacial, totalizando dessa forma 6 conjuntos de dados, sendo um por ano, de 2009 a 2014.

Primeiramente, foram realizadas análises exploratórias geoestatísticas dos dados, onde foi avaliada a distribuição estatística dos mesmos e a existência de tendências externas na variação espacial da CPUE.

Foram elaborados mapas da distribuição da CPUE padronizada por ponto de pesca e ano, visando avaliar a amostragem formada pelos pontos de pesca na área de estudo. Nestes mapas, a CPUE, foi representada em uma escala de cores, em 5 classes calculadas pelo método de quantil, no qual os dados são divididos em classes com o mesmo número de pontos.

Para a análise exploratória geoestatística dos dados foram elaborados gráficos da distribuição de frequência e curva de densidade ajustada aos valores da CPUE e do logaritmo da CPUE, visando identificar se a CPUE ou o logaritmo desta apresentavam uma distribuição normal.

Além destes gráficos, foram criados gráficos da CPUE contra a latitude e a longitude das operações de pesca. Esses gráficos servem para identificar tendências nos dados que podem gerar vieses nas estimativas geoestatísticas.

3.3.4.2 Modelagem do semivariograma

O semivariograma, foi utilizado para definir a autocorrelação espacial entre os dados de CPUE do camarão-sete-barbas, e dessa forma, calcular a variância desta população considerando a posição espacial dos pontos amostrados.

O cálculo do semivariograma experimental foi realizado de acordo com a equação 5 citada no capítulo 2.

Em seguida, foi realizado o ajuste dos semivariograma teóricos, bem como a estimativa dos parâmetros efeito pepita (C_0) que representa a variabilidade espacial de pequena escala, do alcance (a), que é a distância na qual as amostras deixam de apresentar dependência espacial e do patamar (C_0+C) que consiste na semivariância na qual as amostras deixam de ser dependentes espacialmente.

A partir dos resultados das análises exploratórias geoestatísticas foram definidos os modelos de semivariograma teóricos a serem testados. Os parâmetros do semivariograma teórico foram estimados através do método de mínimos quadrados ordinários e os valores iniciais utilizados foram obtidos através de um ajuste manual.

Foram testados os dois modelos que mais frequentemente se ajustam a dados ambientais de distribuição, o modelo exponencial e o modelo esférico. Para selecionar o modelo foi considerado, primeiramente, um mesmo modelo que se ajustasse bem aos dados de todos os anos, já que um dos objetivos é comparar os parâmetros dos modelos para identificar padrões de variação da CPUE na área, ao longo dos anos.

Os gráficos de semivariograma foram elaborados juntamente com os envelopes simulados. Para calcular os envelopes são realizadas simulações de valores do atributo mantendo as coordenadas geográficas dos pontos amostrais, com o objetivo de gerar um conjunto de dados não dependentes espacialmente, e dessa forma permitir a avaliação da existência de dependência espacial nos dados amostrados (RIBEIRO JUNIOR; DIGGLE, 2001).

Foram elaborados gráficos anuais com os resultados da análise de validação-cruzada para o modelo de semivariograma selecionado. O método de validação-cruzada consiste no processo de tirar um ponto amostrado de cada vez do conjunto de dados

e realizar as estimativas por krigagem, utilizando o mesmo modelo de semivariograma e os dados restantes, estimando assim o valor de um ponto que já se conhece (DAVIS, 1987).

3.3.4.3 Estimativa Espacial

Os coeficientes dos modelos de semivariograma selecionados foram utilizados para aplicação do método de interpolação espacial de krigagem, no qual são estimados os valores em pontos não amostrados (MATHERON, 1971).

Os valores de CPUE $Z(x)$ foram estimados de acordo com a equação 9 citada no capítulo 2.

Após realizada a estimativa por ponto, estes valores foram atribuídos a células de 1 MN de lado, e utilizados na elaboração de mapas anuais da CPUE do camarão-sete-barbas além de para o cálculo de uma CPUE para a área como um todo e da CPUE média em áreas de utilização da atividade portuária e de proteção ambiental.

3.3.5 Avaliação da variação espaço-temporal da abundância do camarão-sete-barbas na região na Área de estudo geral e polígonos portuários

3.3.5.1 Gráficos para avaliação da variação espaço-temporal

Visando comparar e assim identificar a existência de padrões na variação espaço-temporal da CPUE do camarão-sete-barbas, os modelos de semivariograma ajustados foram plotados em um mesmo gráfico.

Foram selecionadas as células de 1 MN com a informação da CPUE predita por krigagem, dentro das áreas de despejo do material dragado, de fundo de

embarcações e dos setores das APAs Marinhas de Ypautiba, Carijó e Guaíbe. A seleção foi feita através da ferramenta de Intersecção do programa computacional de geoprocessamento utilizado.

Após feita a seleção, foi calculada a média da CPUE dentro de cada uma dessas áreas, anualmente. Estas foram visualizadas em um gráfico, tornando possível a identificação das diferenças da variação temporal da CPUE dentro das áreas com usos diversificados.

3.3.5.2 Álgebra de mapas para avaliação da variação espaço-temporal

Os mapas da CPUE predita por célula de 1 MN foram também utilizados para calcular a variação da CPUE entre anos, por célula, através do cálculo da CPUE do ano dois subtraída da CPUE do ano um. Por exemplo, para identificar a variação da CPUE entre 2009 e 2010, em cada célula foi realizada a subtração da CPUE de 2010 menos a CPUE de 2009.

Os mapas resultantes foram classificados como variação positiva, ou seja, aumentou a abundância da espécie, e variação negativa, onde ocorreu uma diminuição na abundância da espécie, possibilitando assim visualizar as áreas que seguiram o padrão de variação da CPUE geral e as áreas que seguiram tendências contrárias.

3.3.6 Avaliação da variação espaço-temporal das operações de pesca e abundância na Área de estudo específica

Para a Área de estudo específica (Figura 3), a partir dos dados diários das operações de pesca por embarcação, e dos dados anuais de abundância e declividade, foram elaborados mapas tridimensionais interativos de cubo espaço-temporal e diagramas de dispersão, descritos previamente.

Um modelo de cubo espaço-temporal foi elaborado para cada uma das oito embarcações que atuaram com maior frequência na área de interferência direta do Porto de Santos. Os modelos foram criados contendo em sua base (eixo x e y) a representação geográfica das áreas de interferência direta do porto de Santos e da linha de costa, e em sua altura (eixo z) a trajetória das operações de pesca realizadas diariamente durante o período.

A variação espaço-temporal da abundância do camarão-sete-barbas dentro da Área de estudo específica, foi analisada, visando identificar possíveis relações com as variações nas operações de pesca, através de um mapa interativo tridimensional de diagrama de dispersão da CPUE.

Ainda, para detectar as áreas com mudanças abruptas da abundância do camarão-sete-barbas, foram calculadas as taxas máximas de mudança entre a CPUE de cada célula de 1MN e sua vizinhança. O mesmo procedimento foi realizado por Stelzenmuller; Maynou e Martín (2007) para identificar os benefícios de áreas marinhas protegidas. A taxa de mudança foi calculada com a função de declividade, como sendo:

$$D = \left(\frac{\Delta cpue}{\Delta h} \right) \cdot 100 \quad (13)$$

Onde $\Delta CPUE$ é a diferença de CPUE e Δh é a distância euclidiana entre as células de pesca.

3.3.7 Correlações-cruzadas entre a atividade pesqueira e a atividade portuária

Correlações-cruzadas foram realizadas para identificar possíveis relações entre as variações espaço-temporais da atividade portuária e as variações na atividade pesqueira da frota de arrasto-duplo e na abundância do camarão-sete-barbas, dentro das áreas de interferência direta do Porto de Santos.

Para cada polígono de interferência portuária, sendo eles referentes às áreas de despejo (área de despejo 1 e 2) e as áreas de fundeio (área de fundeio 1 a 6), foram calculadas as CPUEs médias preditas e o número de dias de pesca. Para realizar o cálculo, primeiramente foram realizadas análises espaciais de sobreposição espacial, para selecionar as operações de pesca dentro de cada polígono portuário e, em seguida, a média da CPUE e a soma dos dias de pesca por área foram calculados.

Foram então calculadas as funções de correlação-cruzada entre os dados pesqueiros (número de dias de pesca e CPUE média predita) para cada polígono de interferência portuária, e os dados estatísticos portuários (de movimentação, número de embarcações atracadas e volume de material dragado), por ano. A função de correlação-cruzada é baseada no cálculo do coeficiente linear de *Pearson*, e verifica a correlação dos dados portuários no tempo t com os dados pesqueiros no tempo $t+k$ (ZUUR; IENO; SMITH, 2007).

Foram identificadas as máximas e as mínimas correlações-cruzadas, suas respectivas defasagens, e a significância destas a um nível de 5% ($p \leq 0,05$). As defasagens temporais foram representadas em anos, já que esta foi a unidade temporal utilizada nas análises.

4 RESULTADOS

4.1 ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS GERAIS

Foram selecionados os dados de 34.821 operações de pesca de arrasto-duplo de pequeno porte, que foram responsáveis por uma captura de 6.232.660,7 kg de camarão-sete-barbas, em um total de 47.829 dias efetivos de pesca, durante os anos de 2009 a 2014.

O principal município de descarga da espécie foi Santos/Guarujá, representando 87,5% das capturas descarregadas totais, seguido pelos municípios de Bertioga, Itanhaém e Peruíbe (Tabela 2). Os demais municípios do Litoral Centro, de São Vicente, Praia Grande e Mongaguá tiveram apenas descargas esporádicas da espécie, e dessa forma não foram considerados nas análises.

Tabela 2 - Captura (kg) desembarcada de camarão-sete-barbas e dias efetivos de pesca das operações, por município do Litoral Centro de São Paulo, entre 2009 e 2014.

Município	Captura (kg)	Captura (%)	Dias de Pesca	Dias de Pesca (%)
Bertioga	615.671,3	9,9%	6.879	14,4%
Santos/Guarujá	5.450.624,4	87,5%	38.086	79,6%
Itanhaém	126.330,7	2,0%	2.055	4,3%
Peruíbe	40.034,3	0,6%	809	1,7%

A distribuição da captura (kg) e dos dias efetivos de pesca, por ponto de pesca pode ser visualizada na Figura 5 e na Figura 6. Em ambos os mapas pode ser observado que na região a sul a partir de Santos existe uma tendência de maiores capturas em maiores profundidades, ou maiores distâncias da costa. Enquanto ao largo do litoral dos municípios de Bertioga e Guarujá, a norte de Santos, foram observadas altas capturas também em pequenas profundidades e próximo da costa.

Na Figura 5 e na Figura 6, além dos pontos de pesca, estão representados os polígonos delimitados como área de influência direta do porto de Santos, sendo estes referentes às áreas de despejo do material dragado e as áreas de fundeio de embarcações, os quais se encontram especificados na Figura 3.

Figura 5 - Distribuição da captura (kg) do camarão-sete-barbas no Litoral Centro de São Paulo, entre 2009 e 2014, por ponto de pesca.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 6 - Distribuição dos dias de pesca de camarão-sete-barbas no Litoral Centro de São Paulo, entre 2009 e 2014, por ponto de pesca.

Fonte: produção do próprio autor.

Da captura total, 156.931,8 kg (2,5%) foram obtidos nas áreas de fundeio de embarcações, e 347.551,1 kg (5,6%) nas áreas de despejo do material dragado. Quanto ao esforço pesqueiro, um total de 669 dias de pesca (1,4%) foram realizados nas áreas de fundeio e 1.768 dias de pesca (3,7%) nas áreas de despejo da dragagem (Tabela 3).

Com relação as áreas de uso sustentável, 2.553.896,4 kg (41,0%) de camarão sete-barbas em 12.916 dias de pesca (27,0%) foram obtidos no Setor Carijó da APALC; 3.258.086,8 kg (52,3%) em 31.534 dias de pesca (65,9%) no Setor Guaíbe da APALC; e 109.526,4 kg (1,8%) em 343 dias de pesca (0,7%) no Setor Ypautiba da APALN (Tabela 4). Cabe salientar que a somas das capturas e dias de pesca por área não corresponde ao total pois existe sobreposição entre as áreas e pontos de pesca que não caíram em nenhuma das áreas citadas.

Tabela 3 - Captura (kg) desembarcada de camarão-sete-barbas e dias efetivos de pesca das operações, por polígono de interferência portuária, entre 2009 e 2014.

Município	Captura (kg)	Captura (%)	Dias de Pesca	Dias de Pesca (%)	CPUE (kg/ dia de pesca)
Áreas de Fundeio	156.931,8	2,5%	669	1,4%	234,6
Áreas de Despejo	347.551,1	5,6%	1.768	3,7%	196,6

Tabela 4 - Captura (kg) desembarcada de camarão-sete-barbas e dias efetivos de pesca das operações, por Setor das APAs, entre 2009 e 2014.

Setor da APA	Captura (kg)	Captura (%)	Dias de Pesca	Dias de Pesca (%)	CPUE (kg/ dia de pesca)
APALC/ Carijó	2.553.896,4	41,0%	12.916	27,0%	197,7
APALC/ Guaíbe	3.258.086,8	52,3%	31.534	65,9%	103,3
APALN/ Ypautiba	109.526,4	1,8%	343	0,7%	319,3

4.2 ANÁLISE DOS AGRUPAMENTOS AMOSTRAIS DO ESFORÇO DE PESCA (KERNEL)

4.2.1 Kernel bidimensional (Kernel 2D)

Os resultados das análises de agrupamentos amostrais utilizando o método de Kernel 2D mostraram que em todos os anos houve uma alta concentração significativa de pontos de pesca com alto número de operações pesqueiras na região do Guarujá e sul de Bertioga, próximo da costa e em profundidades em torno de 10 m (Figura 7 a Figura 12).

As demais regiões mostraram uma distribuição suave das operações de pesca, com exceção dos anos de 2013 e 2014 que apresentaram uma pequena mancha de alta concentração na região central do município de Itanhaém (Figura 11 e Figura 12).

Dessa forma, os mapas de Kernel mostraram que o problema da amostragem preferencial existente em dados pesqueiros comerciais não foi muito acentuado no caso dos dados da pesca de arrasto-duplo de camarão-sete-barbas dentro da área de estudo.

Em função dos resultados obtidos nos mapas de Kernel, os dados de pontos de pesca foram agrupados por células de 1 MN. Além disso, cabe salientar, que as operações de pesca de arrasto ocorrem em determinadas áreas e não em pontos específicos.

Nas próximas sessões desta Tese trabalhou-se então com dados de CPUE de camarão-sete-barbas calculados por célula de 1 MN e ano.

Figura 7 - Distribuição das operações de pesca de camarão-sete-barbas no ano de 2009 e mapa de densidade de Kernel realizado utilizando raio de 5.000 m e ponderação pelo número de operações por ponto.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 8 - Distribuição das operações de pesca de camarão-sete-barbas no ano de 2010 e mapa de densidade de Kernel realizado utilizando raio de 5.000 m e ponderação pelo número de operações por ponto.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 9 - Distribuição das operações de pesca de camarão-sete-barbas no ano de 2011 e mapa de densidade de Kernel realizado utilizando raio de 5.000 m e ponderação pelo número de operações por ponto.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 10 - Distribuição das operações de pesca de camarão-sete-barbas no ano de 2012 e mapa de densidade de Kernel realizado utilizando raio de 5.000 m e ponderação pelo número de operações por ponto.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 11 - Distribuição das operações de pesca de camarão-sete-barbas no ano de 2013 e mapa de densidade de Kernel realizado utilizando raio de 5.000 m e ponderação pelo número de operações por ponto.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 12 - Distribuição das operações de pesca de camarão-sete-barbas no ano de 2014 e mapa de densidade de Kernel realizado utilizando raio de 5.000 m e ponderação pelo número de operações por ponto.

Fonte: produção do próprio autor.

4.2.2 Kernel tridimensional (Kernel 3D) espaço-temporal

Na Figura 13 e na Figura 14 estão apresentados os mapas de isosuperfície do Kernel 3D calculado sobre as operações de pesca por dia.

Pode ser observado que a Figura 13, que mostra os agrupamentos mais concentrados de operações de pesca (quantil 80%), apresentou no início do período analisado agrupamentos identificados a sudoeste da área de estudo, e no final do período os agrupamentos foram identificados a nordeste da área de estudo, passando pela região do porto de Santos aproximadamente entre 2010 e 2012.

Por sua vez, a isosuperfície do limiar do quantil de 20% das densidades, que representa os grandes agrupamentos, passou de agrupamentos a noroeste, para aproximadamente a partir de 2010, a agrupamentos a nordeste da área de estudo englobando também a região do Porto de Santos (Figura 14).

Figura 13 - Mapa de isosuperfície espaço-temporal tridimensional elaborado a partir das densidades estimadas pelo modelo de Kernel 3D. O limiar utilizado foi o valor do quantil de 80% calculado sobre os valores de densidades estimadas.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 14 - Mapa de isosuperfície espaço-temporal tridimensional elaborado a partir das densidades estimadas pelo modelo de Kernel 3D. O limiar utilizado foi o valor do quantil de 20% calculado sobre os valores de densidades estimadas.

Fonte: produção do próprio autor.

4.3 CÁLCULO DOS ÍNDICES PADRONIZADOS DA ABUNDÂNCIA (CPUE) DO CAMARÃO-SETE-BARBAS

Os dados de CPUE do camarão-sete-barbas apresentaram-se com uma forma assimétrica de distribuição, e em função disso, para a aplicação dos MLGs foi assumido que a CPUE apresentou uma distribuição gama (Figura 15).

Figura 15 - Distribuição de frequência e curva de densidade ajustada aos valores de CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas descarregado no litoral centro de São Paulo entre 2009 e 2014.

Fonte: produção do próprio autor.

A técnica de MLGs foi aplicada visando identificar a magnitude da influência dos fatores ano, mês, mês pós o defeso, classe de comprimento e classe de HP, sobre a produtividade pesqueira, utilizando distribuição gama e função de ligação logarítmica.

O modelo selecionado considerando interações de primeira ordem entre os fatores foi:

$$\ln \mu_{lamch} = \alpha + \lambda l + \beta a + \theta m + \rho c + \varepsilon h + \beta \theta a m + \lambda \beta l a + \lambda \varepsilon l h + \lambda \rho l c \quad (14)$$

A especificação de cada fator deste modelo se encontra abaixo da Equação 12 no capítulo 3. Os termos $\beta \theta a m$, $\lambda \beta l a$, $\lambda \varepsilon l h$, $\lambda \rho l c$ são as interações entre os fatores.

O coeficiente de determinação do modelo foi de 41,3%, indicando que este foi capaz de explicar esta porcentagem do total da variação da produtividade do camarão-sete-barbas. O principal fator foi a localidade, explicando 25,3% da variabilidade, seguida

pelos fatores mês, ano, classe de HP, classe de comprimento da embarcação e pelas interações entre os fatores (Tabela 5).

Tabela 5 - Análise de deviança para GLM (família = gamma, ligação = log) ajustado aos valores de CPUE (kg/dia de pesca) do camarão-sete-barbas com interação de primeira ordem entre os fatores.

Variáveis	Graus de Liberdade (GL)	Deviância	% Explicada	GI Resid.	Dev. Resid
NULO				34.820	29.955
<i>Principais</i>					
Localidade	7	7579,3	25,30%	34.813	22.375
Ano	5	642,4	2,14%	34.808	21.733
Mês	11	1582,7	5,28%	34.797	20.150
CComp	3	88,9	0,30%	34.794	20.061
CHP	3	28,7	0,09%	34.791	20.033
<i>Interações</i>					
Ano:Mês	4,9	1601,2	5,35%	34.742	18.431
Localidade:Mês	61	313,3	1,04%	34.681	18.118
Localidade:Ano	34	235,1	0,78%	34.647	17.883
Localidade:CHP	16	137,8	0,46%	34.631	17.745
Localidade:CComp	13	85,8	0,29%	34.618	17.659
CComp:CHP	6	35,5	0,12%	34.612	17.624
Ano:CComp	15	31,5	0,11%	34.597	17.592
Total explicado			41,3%		

Com exceção do ano de 2010, todos os anos tiveram variação significativa na produtividade do camarão-sete-barbas em relação ao ano de 2009. O ano de 2011 foi significativamente mais produtivo, enquanto os anos de 2012 a 2014 foram significativamente menos produtivos.

Quanto aos meses, foram observados dois picos de maiores abundâncias. Em relação a janeiro, os meses de fevereiro e junho tiveram produtividades 1,3 e 1,2 vezes

maiores, respectivamente. Por sua vez, os meses de agosto a novembro foram menos produtivos, considerando o nível de significância de 5%.

As embarcações da classe de comprimento peq-2 tiveram menor eficiência de pesca que as embarcações da classe peq-1. As embarcações da classe med-1 foram 6,8 vezes e da classe med-2 foram 4,1 vezes, mais eficientes em relação as embarcações da classe peq-1. Quanto a classe de potência de motor (HP) em relação as embarcações da classe <18 HP, as classes 18-99 HP e 100-179 HP foram 1,4 e 1,6 vezes mais eficientes, respectivamente, apresentando variação significativa ao nível de 5%. A classe ≥ 180 HP não mostrou variação significativa na eficiência de pesca em relação as embarcações da classe <18 HP.

A interação entre os fatores ano e mês mostrou que o padrão da sazonalidade da CPUE do camarão-sete-barbas variou entre os anos. De forma geral, foram observados de 2 a 3 picos de CPUE durante o ano, com variações no mês de ocorrência dos mesmos.

Em seguida o esforço padronizado, calculado a partir dos coeficientes do modelo selecionado, foi utilizado para o cálculo da CPUE padronizada por ano, a qual pode ser observada juntamente com a CPUE calculada antes da padronização, na Figura 16.

Pode ser observado que a CPUE padronizada apresentou valores menores que a CPUE original, além de variações mais suaves, sem picos acentuados, ao longo dos anos. A CPUE original mostrou uma tendência de aumento até 2012, seguido por uma queda acentuada em 2013 e leve aumento em 2014, enquanto a CPUE padronizada mostrou tendência de aumento suave até 2012 seguida de queda também suave até 2013 e aumento em 2014 (Figura 16).

Figura 16 - CPUE (kg/ dia de pesca) padronizada do camarão-sete-barbas e CPUE (kg/ dia de pesca) padronizada através de modelos linear generalizado, por ano, de 2009 e 2014.

Fonte: produção do próprio autor.

4.4 MODELAGEM GEOESTATÍSTICA DA ABUNDÂNCIA DO CAMARÃO-SETE-BARBAS

4.4.1 Análise exploratória geoestatística dos dados anuais

Os mapas da CPUE por ponto de pesca e ano mostraram que os pontos de pesca formaram uma amostragem bem distribuída na área de pesca, apesar de a maior concentração de pontos continuar ocorrendo na região ao sul do município de Bertioga. Apenas observando os mapas de distribuição da CPUE não foi possível identificar tendências espaciais na distribuição da espécie (Figura 17 a Figura 22).

No ano de 2009 foram utilizados dados de 261 pontos de pesca, nos quais a CPUE do camarão-sete-barbas variou de 0,6 a 288,4 kg/dia de pesca. Neste ano, na região das proximidades do porto de Santos poucos pontos de pesca foram registrados (Figura 17).

Figura 17 - Distribuição espacial da CPUE (kg/dia de pesca) padronizada do camarão-sete-barbas no ano de 2009 sobre grade de predição formada por células de 1 milha náutica (MN) de lado.

Fonte: produção do próprio autor.

No ano de 2010 foram utilizados nas análises geoestatísticas os dados de 247 pontos de pesca, nos quais a CPUE do camarão-sete-barbas mostrou uma variação de 0,4 a 268,3 kg/dia de pesca. Neste ano houve um aumento nas operações de pesca na região do porto de Santos (Figura 18).

Em 2011, 226 pontos de pesca foram utilizados para as análises, nos quais a CPUE da espécie apresentou valores entre 4,8 e 867,6 kg/dia de pesca, mostrando um aumento da abundância da espécie (Figura 19).

Figura 18 - Distribuição espacial da CPUE (kg/dia de pesca) padronizada do camarão-sete-barbas no ano de 2010 sobre grade de predição formada por células de 1 milha náutica (MN) de lado.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 19 - Distribuição espacial da CPUE (kg/dia de pesca) padronizada do camarão-sete-barbas no ano de 2011 sobre grade de predição formada por células de 1 milha náutica (MN) de lado.

Fonte: produção do próprio autor.

No ano de 2012, foram utilizados 242 pontos de pesca para realização das análises geoestatísticas. Nestes, a CPUE do camarão-sete-barbas variou de 2,6 a 958,6 kg/dia de pesca e houve novamente um aumento na concentração dos pontos de pesca nas proximidades do porto de Santos (Figura 20).

Figura 20 - Distribuição espacial da CPUE (kg/dia de pesca) padronizada do camarão-sete-barbas no ano de 2012 sobre grade de predição formada por células de 1 milha náutica (MN) de lado.

Fonte: produção do próprio autor.

Em 2013 foram utilizados dados de 170 pontos de pesca, os quais apresentaram valores de CPUE entre 1,3 e 375,5 kg/dia de pesca. Pode ser observado que neste ano os pontos de pesca ficaram mais espalhados na área de estudo, em função da diminuição das operações de pesca registradas, no entanto, ainda assim não houve diminuição das operações na região do Porto de Santos (Figura 21).

No ano de 2014, 210 pontos de pesca foram utilizados nas análises. Nestes, a CPUE variou de 4,0 a 978,5 kg/dia de pesca. No mapa pode ser observado novamente um aumento nos pontos de pesca e a ocorrência de uma alta concentração de pontos de pesca nas proximidades do porto de Santos (Figura 22).

Figura 21 - Distribuição espacial da CPUE (kg/dia de pesca) padronizada do camarão-sete-barbas no ano de 2013 sobre grade de predição formada por células de 1 milha náutica (MN) de lado.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 22 - Distribuição espacial da CPUE (kg/dia de pesca) padronizada do camarão-sete-barbas no ano de 2014 sobre grade de predição formada por células de 1 milha náutica (MN) de lado.

Fonte: produção do próprio autor.

Os dados de CPUE padronizada por ano e ponto de pesca do camarão-sete-barbas apresentaram-se com uma forma assimétrica de distribuição em todos os anos, e em função disso, estes foram logaritmizados, apresentando uma distribuição próxima a normal (Figura 23).

As análises geoestatísticas foram aplicadas então sobre os conjuntos de dados logaritmizados.

Os gráficos da CPUE pela latitude mostraram uma leve tendência, em alguns anos, de maiores abundâncias da espécie em latitudes menores, enquanto os gráficos da CPUE pela longitude indicaram que em apenas alguns anos houve uma maior concentração de altas CPUEs em longitudes baixas e altas, com valores menores em longitudes centrais da área (Figura 24 e Figura 25).

Na Figura 26 se encontram os gráficos com os números de pares de dados considerados nos cálculos dos semivariogramas experimentais da CPUE (kg/dia de pesca) do camarão-sete-barbas para os anos entre 2009 e 2014.

Figura 23 - Distribuição de frequência e curva de densidade ajustada aos valores de logaritmo da CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas descarregado no litoral centro de São Paulo nos anos de 2009 a 2014.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 24 - Distribuição da CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas em função da latitude (m), para os anos de 2009 a 2014.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 25 - Distribuição da CPUE (kg/ dia e pesca) do camarão-sete-barbas em função da longitude (m), para os anos de 2009 a 2014.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 26. Número de pares de dados considerados nos cálculos dos semivariogramas experimentais da CPUE (kg/dia de pesca) do camarão-sete-barbas para os anos entre 2009 e 2014.

Fonte: produção do próprio autor.

Para definir a distância máxima dos semivariogramas experimentais, foram testadas distâncias a partir de 1/3 da distância máxima entre pontos. A distância de 18.000 m foi selecionada, a qual apresentou um semivariogramas com patamar

Gráficos de semivariogramas direcionais nas direções de 0° , 45° , 90° e 135° são tradicionalmente utilizados para identificar a existência de anisotropia nos dados, as quais, no caso de serem identificadas, devem ser consideradas na etapa posterior, de modelagem do semivariograma. Estes foram realizados para os dados de CPUE de camarão-sete-barbas, utilizando uma tolerância angular de $22,5^\circ$ (Figura 27).

Cabe salientar, que procurou-se encontrar um padrão existente para todos os anos, já que o objetivo é comparar os modelos anuais de semivariograma, visando identificar mudanças no padrão da variação espacial na abundância do camarão-sete-barbas.

A partir dos gráficos de semivariograma direcionais foi identificada anisotropia para o ano de 2010, no qual foi observada uma diferença nos semivariogramas das direções de 0° e 90° . Os demais anos não mostraram características de anisotropia (Figura 27).

Ainda, para alguns anos foram identificadas direções formando gráficos erráticos, como por exemplo, para as menores distâncias dos anos de 2013 e 2014. Provavelmente este padrão errático ocorreu em função da existência de poucos pares de pontos (Figura 26; Figura 27).

De forma geral, na análise exploratória geoestatística foi identificado que os dados de CPUE de camarão-sete-barbas anuais por ponto de pesca apresentaram um padrão de distribuição log normal e não apresentaram tendências claras de variação. Além disso, por questões de simplificação, visando a aplicação de um mesmo modelo para todos os anos, estes foram tratados, a partir da análise exploratória, como semivariogramas isotrópicos.

Figura 27 - Semivariogramas teóricos omnidirecional e direcionais para as direções de 0°, 45°, 90° e 135° calculados sobre os valores de CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas nos anos de 2009 a 2014.

Fonte: produção do próprio autor.

4.4.2 Modelagem do semivariograma

Para realizar a modelagem dos semivariogramas teóricos foram testados dois modelos de semivariograma para cada ano, ambos isotrópicos e sem tendência, sendo um esférico e um exponencial. O modelo que se ajustou melhor aos dados de todos os anos foi o modelo esférico, e essa conclusão pôde ser obtida visualmente, já que os semivariogramas ajustados utilizando o modelo exponencial em alguns anos não mostraram dependência espacial.

Como o objetivo é o de ajustar um modelo padrão para todos os anos, o modelo esférico isotrópico foi definido como o modelo de ajuste.

Os semivariogramas teóricos dos modelos selecionados, apesar de apresentarem em alguns anos uma grande amplitude dos envelopes, que ocorre em função do número baixo de dados, mostraram curvas com formato característico de dependência espacial, na qual existe um ponto onde as semivariâncias se estabilizam, ou seja, um patamar. Além disso, na análise dos envelopes simulados, se houver ao menos um ponto fora do envelope do semivariograma, podemos assumir que existe dependência espacial nos dados (DIGGLE; RIBEIRO-JUNIOR; CHRISTENSEN, 2003). Assim, o fato de haver no mínimo um ponto fora dos envelopes das simulações em todos os anos, indica que existe dependência espacial nos dados de CPUE do camarão-sete-barbas (Figura 28).

Na Tabela 6 se encontram os parâmetros Efeito Pepita (C_0), Patamar (C_0+C) e Alcance (a) dos modelos esféricos de semivariograma do logaritmo da CPUE de camarão-sete-barbas para os anos de 2009 a 2014.

Figura 28 - Modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas dos anos de 2009 a 2014, e envelopes simulados.

Fonte: produção do próprio autor.

Tabela 6 - Valores dos parâmetros Efeito pepita (C_0), Patamar ($C_0 + C$) e Alcance (a), para os modelos esféricos ajustados a CPUE (kg/ dia de pesca) em 2009, 2010, 2011, 2012, 2013 e 2014.

Ano	Efeito Pepita (C_0)	Patamar ($C_0 + C$)	Alcance (a)
2009	0,2183	0,3824	9.791,92
2010	0,1782	0,3563	17.442,22
2011	0,1227	0,2883	13.988,49
2012	0,3064	0,5852	14.367,90
2013	0,3330	0,6948	15.193,98
2014	0,2159	0,7710	5.750,88

Na Figura 29 a Figura 34, se encontram os gráficos da análise de validação-cruzada do modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas dos anos de 2009 a 2014.

Figura 29. Gráficos da validação-cruzada do modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas para o ano 2009.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 30 - Gráficos da validação-cruzada do modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas para o ano 2010.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 31 - Gráficos da validação-cruzada do modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas para o ano 2011.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 32 - Gráficos da validação-cruzada do modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas para o ano 2012.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 33 - Gráficos da validação-cruzada do modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas para o ano 2013.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 34 - Gráficos da validação-cruzada do modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas para o ano 2014.

Fonte: produção do próprio autor.

4.4.3 Estimativa espacial

Os mapas da CPUE de camarão-sete-barbas no litoral centro do estado de São Paulo, nos anos de 2009 a 2014, predita através de krigagem, se encontram nas Figura 35 a Figura 40.

A partir destes, podemos observar maiores abundâncias da espécie em toda a área no ano de 2011 e menores abundâncias no ano de 2013.

De forma geral, podemos observar que a espécie se distribui na área de estudo em grandes manchas de alta abundância, que em algumas regiões, como por exemplo a região nordeste da área de estudo (ao largo do sul de São Sebastião), se mantiveram durante todo o período. A área nas proximidades do porto de Santos não mostrou um padrão de altas abundâncias da espécie.

Em todos os anos altas abundâncias da espécie ocorreram ao sul de São Sebastião, em alguns anos se estendendo até o norte de Bertioga.

A região onde foram identificadas altas concentrações de operações de pesca, ao sul do município de Bertioga e norte do Guarujá, por sua vez, não mostrou um padrão de altas CPUEs. A área nas proximidades do porto de Santos também não mostrou um padrão de altas abundâncias da espécie, porém apresentou algumas manchas de altas CPUEs, nos anos de 2010 e 2013. Ao largo do município de Mongaguá foi identificado um padrão de altas abundâncias da espécie, com exceção do ano de 2010. Nas demais regiões da área de estudo não foram identificados padrões, sendo que a CPUE da espécie variou de ano para ano (Figura 35 a Figura 40).

Figura 35 - CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, predita por krigagem para o ano de 2009.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 36 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, predita por krigagem para o ano de 2010.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 37 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, predita por krigagem para o ano de 2011.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 38 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, predita por krigagem para o ano de 2012.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 39 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, predita por krigagem para o ano de 2013.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 40 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, predita por krigagem para o ano de 2014.

Fonte: produção do próprio autor.

Os mapas de distribuição da variância de krigagem mostraram o padrão característico desse tipo de mapa, com os locais referentes a pontos amostrais apresentando baixas variâncias (Figura 41 a Figura 46).

As menores variâncias foram observadas em profundidades em torno de 20 m, com maiores variâncias em menores e maiores profundidades a partir desta. Na região a norte da área de estudo, a sul de São Sebastião, ocorreram altas variâncias durante todos os anos, enquanto na região de principal foco deste trabalho, na área de impacto direto do porto de Santos, não ocorreram altas variâncias durante o período (Figura 41 a Figura 46).

Figura 41 - Variância de krigagem, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, realizada sobre dados de CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas para o ano de 2009. Os pontos pretos indicam as células em que foram realizadas operações de pesca.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 42 - Variância de krigagem, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, realizada sobre dados de CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas para o ano de 2010. Os pontos pretos indicam as células em que foram realizadas operações de pesca.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 43 - Variância de krigagem, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, realizada sobre dados de CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas para o ano de 2011. Os pontos pretos indicam as células em que foram realizadas operações de pesca.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 44 - Variância de krigagem, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, realizada sobre dados de CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas para o ano de 2012. Os pontos pretos indicam as células em que foram realizadas operações de pesca.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 45 - Variância de krigagem, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, realizada sobre dados de CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas para o ano de 2013. Os pontos pretos indicam as células em que foram realizadas operações de pesca.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 46 - Variância de krigagem, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, realizada sobre dados de CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas para o ano de 2014. Os pontos pretos indicam as células em que foram realizadas operações de pesca.

Fonte: produção do próprio autor.

4.5 AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL NA ÁREA DE ESTUDO GERAL

4.5.1 Variação nos dados e parâmetros dos modelos de semivariograma

No gráfico contendo os modelos de semivariograma anuais, o patamar observado foi decrescente de 2009 até o ano de 2011. A partir de 2012 o patamar apresentou tendência crescente, chegando ao maior patamar identificado no ano de 2014 (Figura 47; Tabela 6).

O efeito pepita, mostrou uma tendência de variação semelhante ao patamar, com queda de 2009 a 2011 e aumento entre 2012 e 2013. Apenas no ano de 2014 o efeito pepita não seguiu o mesmo padrão do patamar. Com relação ao alcance não foi observada nenhuma tendência, com variações aleatórias ao longo dos anos (Figura 47; Tabela 6).

Figura 47 - Modelo esférico de semivariograma ajustado aos dados de CPUE (kg/ dia de pesca) do camarão-sete-barbas dos anos entre 2009 e 2010.

Fonte: produção do próprio autor.

Análises da variação anual da CPUE média predita por krigagem para as diferentes áreas (APAs marinhas, área de fundeio de embarcações e área de despejo da dragagem) mostrou que o pico acentuado no ano de 2011 foi referente à altas CPUEs na região do Setor Ypautiba da APALN. Este Setor também mostrou maiores valores de CPUE em relação as demais áreas nos anos de 2010, 2012 e 2014 (Figura 48).

As demais áreas mostraram valores de CPUE semelhantes, sendo que as áreas com interferência direta do porto de Santos apresentaram os menores valores de CPUE de 2009 a 2011. Nos anos de 2012 a 2014 as áreas com menores abundâncias do camarão-sete-barbas oscilaram entre as Áreas de Fundeio de Embarcações, de Despejo de material dragado e as APAs Guaibe e Carijó. Em nenhum ano a área do Setor Ypautiba da APALN esteve entre as áreas com menores valores de CPUE da espécie (Figura 48).

Figura 48 - Média da CPUE (kg/ dia de pesca) predita por krigagem por ano, nas áreas de influência direta do Porto de Santos e nos setores das Áreas de Proteção Ambiental Marinhas do estado de São Paulo adjacentes.

Fonte: produção do próprio autor.

O gráfico representando os dados estatísticos portuários mostrou que o número de atracções no Porto de Santos apresentou tendência decrescente a partir de 2011, enquanto o volume de movimentação portuária apresentou uma tendência crescente desde 2010. Este é um indicativo de que, aproximadamente entre 2010 e 2011, navios com maior capacidade de cargas passaram a atracar no porto, aumentando assim o volume transportado mesmo com uma queda no número de atracções (Figura 49).

Por sua vez, o volume da dragagem de manutenção mostrou uma queda de 2009 a 2010 e posterior tendência de aumento até o ano de 2014 (Figura 49).

Figura 49 - Dados portuários anuais, do período de 2009 a 2014, de movimentação, em toneladas, número de navios atracados e volume de material da dragagem de manutenção, padronizados para média zero e desvio padrão 1.

Fonte: produção do próprio autor.

4.5.2 Álgebra de mapas para detecção de mudanças espaço-temporais da abundância da espécie

O mapa da variação da CPUE entre 2009 e 2010 nas áreas das APAs mostrou que apesar de a CPUE da área como um todo ter aumentado, na região sul de Peruíbe e em alguns outros pontos dentro das áreas das APAs, a abundância da espécie diminuiu (Figura 50).

Com relação a variação da CPUE do camarão-sete-barbas nas áreas de interferência direta do porto de Santos, de 2009 a 2010 houve um aumento em praticamente todas as células de 1 MN, com exceção da área de despejo do material de dragagem a norte que mostrou diminuição da abundância da espécie em cerca de metade de sua área total (Figura 50).

Entre 2010 e 2011 a CPUE geral aumentou substancialmente, no entanto, algumas manchas onde ocorreu a diminuição da abundância da espécie foram observadas na região das APAs. Além disso, houve, de forma geral, diminuição na abundância da espécie dentro das áreas de interferência da atividade portuária (Figura 51).

Entre 2011 e 2012 a CPUE geral sofreu uma queda acentuada. Essa diminuição da abundância da espécie não ocorreu em uma área específica e sim em praticamente toda as áreas das APAs e de interferência portuária (Figura 52).

Do ano de 2012 para o ano de 2013 a abundância da espécie mostrou-se positiva em algumas regiões das áreas da APAs e negativa em outras, enquanto de 2013 para 2014 a maior parte das áreas mostrou aumento da CPUE, com exceção do largo da Praia Grande e algumas manchas dentro da área que tiveram decréscimo da abundância da espécie (Figura 53 e Figura 54).

Entre 2012 e 2013 a CPUE do camarão-sete-barbas aumentou em praticamente toda a região de atividade portuária. Por sua vez, entre os anos 2013 e 2014 houve uma diminuição da abundância da espécie nesta região (Figura 53 e Figura 54).

.

Figura 50 - Variação espaço-temporal da CPUE (kg/dia de pesca) de camarão-sete-barbas entre os anos de 2009 e 2010 nas áreas das APAs Marinhas. As células vermelhas indicam os locais em que a CPUE diminuiu e as verdes aumentou.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 51 - Variação espaço-temporal da CPUE (kg/dia de pesca) de camarão-sete-barbas entre os anos de 2010 e 2011 nas áreas das APAs Marinhas. As células vermelhas indicam os locais em que a CPUE diminuiu e as verdes aumentou.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 52 - Variação espaço-temporal da CPUE (kg/dia de pesca) de camarão-sete-barbas entre os anos de 2011 e 2012 nas áreas das APAs Marinhas. As células vermelhas indicam os locais em que a CPUE diminuiu e as verdes aumentou.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 53 - Variação espaço-temporal da CPUE (kg/dia de pesca) de camarão-sete-barbas entre os anos de 2012 e 2013 nas áreas das APAs Marinhas. As células vermelhas indicam os locais em que a CPUE diminuiu e as verdes aumentou.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 54 - Variação espaço-temporal da CPUE (kg/dia de pesca) de camarão-sete-barbas entre os anos de 2013 e 2014 nas áreas das APAs Marinhas. As células vermelhas indicam os locais em que a CPUE diminuiu e as verdes aumentou.

Fonte: produção do próprio autor.

4.6 AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL NA ÁREA DE ESTUDO ESPECÍFICA

4.6.1 Detecção de padrões e tendências espaço-temporais nas operações de pesca

Nenhuma das oito embarcações selecionadas atuou durante o ano de 2009 (Figura 55).

A partir dos mapas de cubos espaço-temporais interativos podemos observar um padrão na trajetória das operações de pesca das oito as embarcações, com uma mudança a partir de meados de 2012. Até então, as operações de pesca apresentavam pontos preferenciais específicos, sendo que a partir desta data passaram a procurar outros locais, apresentando maiores variações nas áreas de captura do camarão-sete-barbas (Figura 55).

Até meados de 2012, as embarcações A e C, operavam preferencialmente na margem do polígono de despejo 2, e a embarcação H no interior deste. Após esta data, ambas passaram a operar oscilando entre os demais polígonos de interferência portuária, atuando também nas áreas de despejo 1 e nas áreas de fundeio 3, 4 e 6. A embarcação H passou também a realizar operações mais distantes do porto de Santos, a leste da área de estudo (Figura 55).

As embarcações B, F e G operavam preferencialmente fora dos polígonos de interferência direta da atividade portuária, nas proximidades da área de fundeio 6, e passaram a operar no interior, oscilando entre as áreas de despejo e fundeio de embarcações portuárias. A embarcação F, a partir de meados de 2012 passou a operar também mais distante da área portuária, na parte leste da área de estudo (Figura 55).

A embarcação D operava preferencialmente no canto externo do fundeador 6 e passou a operar em locais variados no interior dos polígonos de despejo da dragagem e de fundeio das embarcações portuárias (Figura 55).

A embarcação E operava em dois pontos de pesca preferenciais, um dentro do polígono de despejo 1 e outro dentro do fundeador 3. Entre meados de 2012 e meados de 2013 passou a operar mais a leste, também nas áreas de despejo 2 e fundeador 4, porém voltou a operar próximo aos pontos preferenciais citados primeiramente (Figura 55).

Figura 55 - Mapas de cubo espaço-temporais das operações de pesca diárias por embarcação (A a H) da frota de arrasto-duplo de pequeno porte que atuou na captura do camarão-sete-barbas na área marinha costeira do Porto de Santos. As linhas indicam as trajetórias das operações de pesca realizadas durante o período. Na base do mapa está representada a linha de costa e os polígonos de interferência portuária. Os eixos horizontais são representativos das coordenadas geográficas de longitude (eixo x) e latitude (eixo y).

Continua.

Figura 55 - Continuação.

Fonte: produção do próprio autor.

4.6.2 Detecção de padrões e tendências espaço-temporais da abundância e declividade da abundância do camarão-sete-barbas

Na Figura 56 a Figura 61 se encontram os mapas anuais da CPUE do camarão-sete-barbas predita por krigagem, na Área de estudo específica, para os anos de 2009 a 2014.

Figura 56 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, na Área de estudo específica, predita por krigagem, para o ano de 2009.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 57 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, na Área de estudo específica, predita por krigagem, para o ano de 2010.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 58 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, na Área de estudo específica, predita por krigagem, para o ano de 2011.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 59 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, na Área de estudo específica, predita por krigagem, para o ano de 2012.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 60 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, na Área de estudo específica, predita por krigagem, para o ano de 2013.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 61 - CPUE (kg/ dia de pesca) de camarão-sete-barbas, por célula de 1 milha náutica (MN) de lado, na Área de estudo específica, predita por krigagem, para o ano de 2014.

Fonte: produção do próprio autor.

A partir do mapa tridimensional do tipo diagrama de dispersão, da CPUE do camarão-sete-barbas na área de estudo, podemos visualizar as variações espaciais e temporais na abundância da espécie, bem como identificar padrões espaciais e temporais (Figura 62).

As maiores abundâncias da espécie ocorreram em manchas, principalmente na profundidade em torno de 20 m. Com exceção do ano de 2011 que apresentou manchas de alta abundância em profundidades um pouco maiores (Figura 62).

De forma geral, a área de estudo apresentou baixas abundâncias da espécie nos anos de 2009 e 2012. Mesmo nesses anos, a região a leste do porto de Santos apresentou algumas manchas de maiores abundâncias da espécie (Figura 62).

Os anos de 2010 e 2013 foram os que apresentaram maiores abundâncias na área dos polígonos de interferência direta portuária, sendo que no ano de 2010 a mancha de alta abundância se situou mais a oeste, integrando os polígonos de despejo 1 e os

fundeadores 3 e 6, enquanto no ano de 2013 mais a oeste, abrangendo parte do polígono de despejo 1, o polígono de despejo 2, e os fundeadores 3 e 4 (Figura 62).

Nos anos 2011 e 2014 a abundância do camarão-sete-barbas dentro da área de interferência direta do Porto de Santos foi baixa a intermediária. Nas demais regiões da área de estudo, o ano de 2011 mostrou altas abundâncias da espécie (Figura 62).

Figura 62 - Diagrama de dispersão da abundância (representada pela captura-por-unidade-de-esforço-CPUE) anual do camarão-sete-barbas, dentro da Área de estudo específica. As esferas representam áreas de 1 milha náutica (MN) de lado, nas quais foram realizados os cálculos da CPUE. No topo do diagrama está representada a linha de costa e os polígonos de interferência portuária. Os eixos horizontais são representativos das coordenadas geográficas de longitude (eixo x) e latitude (eixo y).

Fonte: produção do próprio autor.

Na Figura 63 a Figura 68 se encontram os mapas anuais da declividade da CPUE do camarão-sete-barbas, em porcentagem, na Área de estudo específica, para os anos de 2009 a 2014.

Figura 63 - Declividade da CPUE de camarão-sete-barbas na Área de estudo específica, para o ano de 2009.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 64 - Declividade da CPUE de camarão-sete-barbas na Área de estudo específica, para o ano de 2010.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 65 - Declividade da CPUE de camarão-sete-barbas na Área de estudo específica, para o ano de 2011.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 66 - Declividade da CPUE de camarão-sete-barbas na Área de estudo específica, para o ano de 2012.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 67 - Declividade da CPUE de camarão-sete-barbas na Área de estudo específica, para o ano de 2013.

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 68 - Declividade da CPUE de camarão-sete-barbas na Área de estudo específica, para o ano de 2014.

Fonte: produção do próprio autor.

O mapa tridimensional de diagrama de dispersão da declividade da CPUE do camarão-sete-barbas na Área de estudo específica foi utilizado para identificar áreas com variações abruptas na abundância da espécie, bem como padrões espaciais e temporais (Figura 69).

De forma geral, as maiores declividades da CPUE foram identificadas em torno da profundidade de 20 m e na área a leste do porto de Santos. Na área de interferência direta, de forma geral, foi constatada uma maior homogeneidade na distribuição da abundância da espécie. O ano de 2014 se mostrou como uma exceção, com altas declividades na maior parte da Área de estudo específica (Figura 69).

Apesar de, no geral ter apresentado uma variação mais homogênea, algumas pequenas manchas de declividade intermediária a alta, foram observadas nos polígonos de despejo 1 e fundeador 3, do porto de Santos, nos anos de 2009, 2010, 2012 e 2013. No ano de 2011 foi observada uma alta declividade no polígono de despejo 2 (Figura 69).

Figura 69 - Diagrama de dispersão da declividade (em porcentagem) anual, calculada sobre os dados de abundância do camarão-sete-barbas, dentro da Área de estudo específica. As esferas representam áreas de 1 milha náutica (MN) de lado, nas quais foram realizados os cálculos. No topo do diagrama está representada a linha de costa e os polígonos de interferência portuária. Os eixos horizontais são representativos das coordenadas geográficas de longitude (eixo x) e latitude (eixo y).

Fonte: produção do próprio autor.

4.7 CORRELAÇÕES-CRUZADAS ENTRE OS DADOS PESQUEIROS E ESTATÍSTICOS PORTUÁRIOS

Foram identificadas máximas correlações lineares significativas entre o volume de material dragado e o número de dias de pesca, sendo estas negativas na defasagem = 0, para as áreas Despejo 1 e Fundeio 6, e positivas na defasagem de 1 ano, para as áreas de Despejo 2 e Fundeio 3 (Tabela 7; Tabela 8).

A movimentação portuária, em toneladas, apresentou máxima correlação positiva significativa, no mesmo ano (defasagem = 0), com o número de dias de pesca de camarão-sete-barbas anual, para a área de Fundeio 3 (Tabela 7).

Tabela 7 - Valores das máximas correlações-cruzadas entre os dias de pesca e os dados portuários anuais, nas áreas especificadas, e suas respectivas defasagens (anos). Valores em negrito indicam correlações significativas ($p \leq 0,05$).

Área	Movimentação (ton)	Defasagem	Número de Atracações	Defasagem	Volume da Dragagem de Manutenção	Defasagem
Despejo Geral	0,49	2	0,43	-1	0,77	2
Despejo 1	0,49	2	0,76	0	0,47	3
Despejo 2	0,76	0	0,51	4	0,80	1
Fundeio Geral	0,52	2	0,46	5	0,69	2
Despejo+Fundeio	0,54	2	0,43	5	0,73	2
Fundeio 3	0,89	0	0,42	4	0,92	1
Fundeio 4	0,51	2	0,59	0	0,52	2
Fundeio 5	0,42	2	0,42	0	0,61	2
Fundeio 6	0,46	2	0,78	0	0,53	3

Correlações negativas significativas foram identificadas com defasagem de dois anos entre o número de atracções portuárias e os dias de pesca de camarão-sete-barbas anuais nas áreas gerais (despejo e fundeio) e com defasagem de um ano nas áreas Despejo 2 e Fundeio 3 (Tabela 8).

Na área de Despejo 2, a CPUE do camarão-sete-barbas, representativa da abundância da espécie, apresentou correlação significativa positiva com a movimentação portuária e correlação significativa negativa com o número de atracções, ambas na defasagem zero (Tabela 9; Tabela 10).

A função de correlação-cruzada calculada entre a CPUE do camarão-sete-barbas nas diferentes áreas portuárias e os dados de volume de material dragado no porto de Santos não identificou nenhuma correlação significativa (a 5% de significância) considerando defasagens temporais (Tabela 9; Tabela 10).

Tabela 8 - Valores das mínimas correlações-cruzadas entre os dias de pesca e os dados portuários anuais, nas áreas especificadas, e suas respectivas defasagens (anos). Valores em negrito indicam correlações significativas ($p \leq 0,05$).

Área	Movimentação (ton)	Defasagem	Atracações	Defasagem	Volume da Dragagem (10^3 m^3)	Defasagem
Despejo Geral	-0,44	-3	-0,86	2	-0,46	-1
Despejo 1	-0,67	-1	-0,57	2	-0,89	0
Despejo 2	-0,53	-3	-0,83	1	-0,51	-2
Fundeio Geral	-0,40	-2	-0,84	2	-0,55	0
Despejo+Fundeio	-0,39	-2	-0,88	2	-0,48	-1
Fundeio 3	-0,43	-3	-0,85	1	-0,55	-2
Fundeio 4	-0,59	-1	-0,67	2	-0,79	0
Fundeio 5	-0,37	-3	-0,66	2	-0,53	-1
Fundeio 6	-0,65	-1	-0,60	3	-0,89	0

Tabela 9 - Valores das máximas correlações-cruzadas entre a CPUE (kg/dia de pesca) estimada e os dados portuários anuais, nas áreas especificadas, e suas respectivas defasagens (anos). Valores em negrito indicam correlações significativas ($p \leq 0,05$).

Área	Movimentação (ton)	Defasagem	Atracações	Defasagem	Volume da Dragagem (10^3 m^3)	Defasagem
Despejo Geral	0,66	0	0,36	5	0,37	1
Despejo 1	0,47	0	0,42	5	0,29	3
Despejo 2	0,89	0	0,41	4	0,71	1
Fundeio Geral	0,54	0	0,49	5	0,44	1
Despejo+Fundeio	0,65	0	0,49	5	0,45	1
Fundeio 3	0,50	1	0,53	-1	0,64	2
Fundeio 4	0,62	0	0,40	5	0,45	1
Fundeio 5	0,29	-3	0,25	4	0,42	-2
Fundeio 6	0,39	3	0,51	1	0,47	3

Tabela 10 - Valores das mínimas correlações-cruzadas entre a CPUE (kg/dia de pesca) estimada e os dados portuários anuais, nas áreas especificadas, e suas respectivas defasagens (anos). Valores em negrito indicam correlações significativas ($p \leq 0,05$).

Área	Movimentação (ton)	Defasagem	Atracações	Número de	Defasagem	Volume da Dragagem (10^3 m^3)	Defasagem
Despejo Geral	-0,36	-4	-0,51	0		-0,50	-3
Despejo 1	-0,29	-1	-0,41	3		-0,44	5
Despejo 2	-0,51	-4	-0,93	0		-0,60	-3
Fundeio Geral	-0,33	5	-0,58	2		-0,51	5
Despejo+Fundeio	-0,33	4	-0,46	2		-0,51	5
Fundeio 3	-0,54	-3	-0,61	2		-0,51	-2
Fundeio 4	-0,36	-4	-0,31	0		-0,42	5
Fundeio 5	-0,37	-2	-0,29	3		-0,26	4
Fundeio 6	-0,35	-1	-0,57	3		-0,55	0

5 DISCUSSÃO

5.1 CÁLCULO DOS ÍNDICES PADRONIZADOS DA ABUNDÂNCIA (CPUE) DO CAMARÃO-SETE-BARBAS

No modelo ajustado para padronização do esforço de pesca (equação 14), a localidade pesqueira da embarcação se mostrou o fator mais influente sobre a variação da produtividade da espécie, sendo mais significativo que os fatores relacionados às características unicamente físicas das embarcações, como comprimento (m) e potência do motor (HP). Isso ocorreu, pois, a “localidade pesqueira” é uma unidade de análise que agrupa locais de descarga geograficamente próximos e que atendem a frotas com características e padrões pesqueiros semelhantes. Assim essa variável representa, em certo grau, um conjunto específico de características físicas, operacionais e espaciais.

Mesmo assim, os fatores comprimento e potência de motor foram significativos no modelo selecionado para explicar as variações na CPUE da espécie. Ou seja, mesmo em cada localidade há uma variação significativa de rendimento pesqueiro entre as embarcações que está relacionado às suas características físicas.

Segundo Kolling e Ávila-da-Silva (2014), entre 1990 e 2009, o comprimento e a potência de motor foram os principais fatores, relacionados a características de embarcações, que apresentaram influência significativa na variação da produtividade do camarão-sete-barbas capturado no estado de São Paulo.

O comprimento e a potência do motor são tradicionalmente relacionados ao aumento do poder de pesca de frotas de arrasto, visto que estes fatores são relevantes no tamanho da área que estas embarcações conseguem arrastar (GULLAND, 1956; LOPES *et al.*, 2008; MAYNOU; DEMESTRE; SANCHEZ, 2003; O'NEILL *et al.*, 2003; O'NEILL; LEIGH, 2007; WEINBERG; KOTWICKI, 2008). Além disso, quanto maior o comprimento e potência do motor, maior o poder de deslocamento das embarcações, que passam a ser capazes de buscar por áreas com maior produtividade da espécie alvo e permanecer mais tempo no mar.

A identificação dos fatores relacionados a embarcações, que possuem influência na CPUE, e a utilização destes para padronização dos dados comerciais, são de extrema importância para reduzir o viés causado pela influência do poder de pesca das embarcações nos padrões de abundância da espécie (BISHOP, 2006).

A CPUE padronizada mostrou um aumento de 2009 a 2011 seguido de queda até 2013 e leve incremento no ano de 2014. Apesar da série temporal ser curta, o padrão de variação da CPUE indicou aumentos seguidos de quedas, que duram cerca de 2 anos. Esse mesmo padrão foi identificado por Kolling e Ávila-da-Silva (2014) que realizaram a padronização dos dados pesqueiros comerciais da espécie no litoral centro de São Paulo durante um período de 20 anos (1990-2009).

Com relação à sazonalidade, foram observados dois meses com maiores abundâncias. Segundo Graça-Lopes, Pereira e Severino-Rodrigues (2007), no litoral do Estado de São Paulo, ocorrem dois picos de abundância do camarão-sete-barbas ao longo do ano, os quais estão relacionados à época de recrutamento e às concentrações populacionais para reprodução.

5.2 MODELAGEM GEOESTATÍSTICA E ANÁLISES DE KERNEL

Neste trabalho, os mapas de Kernel mostraram poucos agrupamentos de pontos de pesca dentro da área de estudo, indicando que o problema da amostragem preferencial existente em dados pesqueiros comerciais não foi muito acentuado no caso dos dados da pesca de arrasto-duplo de camarão-sete-barbas no litoral Centro de São Paulo.

Isso ocorreu, pois, a frota de arrasto-duplo que opera na captura da espécie na região é constituída de embarcações caracteristicamente de pequeno porte, baixa potência de motor e assim baixa mobilidade (KOLLING; ÁVILA-DA-SILVA, 2014). Dessa forma, essa frota não tem capacidade de buscar áreas mais produtivas e distantes de seus locais de descarga, operando preferencialmente em áreas fixas próximas a estes. Assim, as amostragens obtidas apresentaram características semelhantes a

amostragens sistemáticas, apesar de pontos específicos de amostragens preferenciais, como mostrado pelos mapas de Kernel.

A alta concentração de operações de pesca, identificada ao largo do município de Bertioga, indicando um cenário de amostragem preferencial em função de altas abundâncias da espécie alvo, foi contraposta pelos mapas de abundância do camarão-sete-barbas, estimados por krigagem, que mostraram que essa região não apresentou altas abundâncias da espécie durante o período analisado. Esta contradição pode ser um indicativo de que a amostragem preferencial nesse caso não ocorreu em função de altas abundâncias da espécie, e sim devido ao tamanho e características da frota pesqueira sediada no município de Bertioga. Esta consiste na principal frota artesanal que opera na captura da espécie na região do litoral Centro de São Paulo, apresentando um esforço pesqueiro, em dias de pesca, elevado, em relação aos demais municípios com frotas somente artesanais.

O modelo de semivariograma teórico ajustado aos dados do camarão-sete-barbas capturado na região costeira do litoral centro de São Paulo foi o modelo isotrópico esférico. O mesmo modelo foi utilizado para explicar a variabilidade espacial desta espécie e de outros camarões peneídeos na região costeira do Golfo do México (CASTREJÓN; PEREZ-CASTAÑEDA; DEFEO, 2005). Pérez-Castañeda e Defeo (2004) também utilizaram modelos esféricos de semivariograma para descrever a variabilidade espacial da abundância dos camarões peneídeos em um habitat tropical estuarino do México.

Os modelos de semivariograma ajustados mostraram a existência de dependência espacial nos dados comerciais de camarão-sete-barbas no litoral Centro de São Paulo para os anos de 2009 a 2014. A dependência espacial mostra que quanto mais próximo os pontos de pesca estiveram no espaço, mais parecida é a abundância da espécie. De acordo com Nishida e Chen (2004), no ambiente marinho isso ocorre, pois para muitas espécies os indivíduos vivem e se movem juntos.

Os mapas de distribuição da abundância da espécie, estimados por krigagem, mostraram que a espécie apresentou uma distribuição espacial em manchas. O mesmo padrão foi identificado por Castrejón; Perez-Castañeda e Defeo (2005), que

concluíram que o camarão-sete-barbas possui uma distribuição espacial em grandes manchas em regiões próximas da costa.

5.3 AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL

A comparação dos modelos de semivariograma anuais permitiu a identificação de um padrão na variação da distribuição espacial da abundância da espécie, com uma redução do patamar de 2009 a 2011, seguido por aumento de três anos, entre 2012 e 2014. Segundo Millward (2011), altos valores de patamar indicam uma maior heterogeneidade ou complexidade da paisagem. Assim, podemos observar que houve uma tendência da distribuição espacial da CPUE do camarão-sete-barbas ser mais homogênea, ou seja, com manchas maiores, durante os três primeiros anos, seguido de tendência de aumento na heterogeneidade, durante os três últimos anos da série de dados.

As principais frotas que atuaram na captura do camarão-sete-barbas dentro da região de interferência direta do porto de Santos foram as frotas dos municípios de Santos/Guarujá e Bertioga. As frotas sediadas nos municípios de Santos/ Guarujá são as que possuem maior facilidade de operar nessa região, em função da maior proximidade entre os locais de descarga e as áreas delimitadas como de impacto direto do porto de Santos. Além disso, essa frota possui como principal característica o fato de ser mista, com parte das embarcações industriais e parte artesanais, levando a alta representatividade do município na captura da espécie. Por sua vez, a frota de Bertioga que atua na captura do camarão-sete-barbas é composta por um elevado número de embarcações artesanais de pequeno porte, levando a alta frequência de operações de pesca.

Apesar da área de Fundeio de Embarcações ser maior que a área de Despejo do material dragado, nesta segunda ocorreram mais operações de pesca de arrasto e maiores capturas de camarão-sete-barbas, durante o período de 2009 a 2014, indicando que os polígonos de despejo do material dragado são áreas preferenciais

para as frotas que operam na captura da espécie, em relação a área de fundeio de embarcações.

Pôde ser observado, através dos mapas da distribuição da CPUE estimada por krigagem e do gráfico da CPUE média dentro das diferentes áreas, que nos anos de 2009 e 2010 a abundância da espécie foi semelhante entre as áreas de despejo da dragagem e de fundeio de embarcações, enquanto nos anos de 2011 e 2012 houve maior abundância da espécie na área de fundeio de embarcações e nos anos de 2013 e 2014 esta foi maior nas áreas de despejo do material dragado. Apesar dessas variações, os valores de CPUE dentro dessas áreas não tiveram variações acentuadas nem nenhuma tendência clara, mostrando que a preferência da frota pesqueira em operar na região de despejo do material dragado não ocorre em função de maiores abundâncias da espécie. Provavelmente essa preferência se dá devido à dificuldade de passagem e realização das operações pesqueiras nos locais delimitados para fundeio das embarcações, mostrando a existência de competição em função da sobreposição de diferentes atividades realizadas no ambiente marinho costeiro.

Entre 2009 e 2014 houve uma tendência de aumento no volume de mercadorias acumulado anual transportado pelo porto de Santos, sendo que no ano de 2013 foi registrada a melhor marca histórica anual, seguida por um leve recuo, porém, alcançando a segunda melhor marca histórica, no ano de 2014 (CODESP, 2015). Ainda, o ano de 2009 marcou o início da dragagem de aprofundamento do porto de Santos, a qual vêm sendo realizada com o objetivo de aprofundar o canal para permitir a passagem de embarcações com calados acima de 15 m e tornar a largura deste de no mínimo 220 m.

A variação da CPUE estimada por krigagem, ao longo dos anos, mostrou padrões de variação diversificado em relação as áreas de impacto direto do porto de Santos e as áreas de APAs marinhas situadas na área de estudo. A região que mostrou um padrão caracteristicamente diferente das demais, com altos valores de CPUE, e um pico acentuado de abundância da espécie no ano de 2011, foi o Setor Ypautiba da APALN, enquanto as demais áreas oscilaram entre as regiões com menores produtividades da espécie durante o período. A maior parte da pesca realizada no Setor Ypautiba da

APALN é descarregada nos municípios de Santos e Guarujá, estando o camarão-sete-barbas na quarta posição na lista das principais espécies capturadas nesta área (CARNEIRO *et al.*, 2013)

O camarão-sete-barbas é uma espécie que possui como áreas preferenciais locais com sedimentos finos e ricos em fragmentos vegetais (COSTA *et al.*, 2007, HECKLER *et al.*, 2014; MIAZAKI *et al.*, 2016). Assim, regiões costeiras próximas a desembocaduras de estuários, como a área marinha costeira ao largo do porto de Santos, são consideradas habitat preferenciais para alimentação e crescimento da espécie (CASTRO *et al.*, 2005, NAKAGAKI; NEGREIROS-FRANSOZO, 1998). Apesar disso, durante o período analisado, na região do porto de Santos foram observadas abundâncias mais baixas da espécie, com relação as áreas adjacentes.

O sistema estuarino de Santos, consiste em uma área de alta concentração urbana, além de agregar um grande polo industrial, com indústrias de fertilizantes, petroquímicas e aço. Diversos trabalhos tiveram como objetivo analisar a contaminação e a toxicidade do sedimento dessa região, concluindo que estes apresentam, de forma geral, elevados graus de toxicidade e contaminação (CESAR *et al.*, 2006; HORTELLANI, *et al.*, 2008; MARANGONI *et al.*, 2011; PINHEIRO; MASSONE; CARREIRA, 2017; SOUSA *et al.*, 2007; TORRES *et al.*, 2009).

Dentre os efeitos da deposição deste sedimento contaminado no ambiente marinho, estão o aumento na concentração de sólidos em suspensão, mudanças nos sedimentos do fundo oceânico, destruição da fauna e flora bentônica, danos a pesca e áreas de reprodução de peixes, além do lançamento de poluentes, incluindo metais pesados, que possuem alto poder tóxico e bioacumulativo (BRAY; BATES; LAND, 1997; USACE, 1998).

Mesmo assim, foram observadas pequenas manchas de altas abundâncias dentro da área portuária, mostrando que mesmo com as interferências ambientais a espécie permanece crescendo e se desenvolvendo na área. Isso ocorre pois, como a maioria dos camarões, o camarão-sete-barbas possuiu características biológicas que o tornam eficiente na recuperação à impactos ambientais, como o ciclo de vida curto, a não dependência de ambientes estuarinos e a grande capacidade reprodutiva (BRANCO, 2005; CASTILHO *et al.*, 2015).

As análises de trajetória das embarcações selecionadas mostraram uma mudança no padrão das operações de pesca, aproximadamente em meados de 2012. Com relação aos dados portuários, houve uma mudança nas atividades, a partir de 2010-2011, com tendência de aumento no volume de material dragado na dragagem de manutenção, diminuição no número de atracações e aumento do volume de material transportado, indicando que navios de maior capacidade de carga passaram a atuar no porto de Santos, provavelmente em função das melhorias nos canais de navegação realizadas pela dragagem.

Cabe salientar que, no ano 2009, deu-se o início do projeto de aprofundamento do canal do porto de Santos, visando aprofundar o calado para cotas acima de 15 m e a largura para no mínimo 220 m, com o objetivo de permitir o acesso de navios com calados maiores e a passagem de dois navios simultaneamente, criando uma via de mão dupla no canal (CODESP, 2008). Porém, os dados de volume de material dragado na dragagem de aprofundamento não foram disponibilizados para utilização neste trabalho.

As mudanças nas operações de pesca podem ter ocorrido em resposta as mudanças nas atividades portuárias, em função da variação na abundância da espécie alvo da frota, o camarão-sete-barbas, e/ou, em função da passagem e atracação de navios de maior porte nas áreas de pesca.

Os efeitos do aumento na deposição de sedimentos contaminados, no ambiente marinho, podem ter uma resposta rápida na variação da abundância da espécie, e consequentemente levar as frotas a buscarem por novas áreas de pesca. Por sua vez, as operações portuárias possuem interferência direta na atividade pesqueira local, influenciando na operação de pesca e passagem de pescadores artesanais que vivem em comunidades próximas aos portos, os quais normalmente utilizam embarcações de pouca mobilidade (SOUZA; TERRA; OLIVEIRA, 2009).

Segundo Gasalla e Gandini (2016), historicamente, houve uma diminuição nos territórios de pesca de camarão-sete-barbas nas águas costeiras do estado de São Paulo, que ocorreu em função de restrições devido a atracações portuárias, a construção de gasodutos, a deposição de esgotos, os encerramentos sazonais controversos e o zoneamento espacial marinho.

As análises de correlação não mostraram resultados significativos entre a CPUE e o volume de material dragado, indicando que não houve relação direta entre o aumento do volume na dragagem de manutenção e as variações na abundância do camarão-sete-barbas, durante o período analisado.

Apesar de os sedimentos serem altamente contaminados, o impacto na abundância da espécie pode não ter sido diretamente negativo, pois, a deposição de sedimentos estuarinos no ambiente marinho costeiro leva a um aumento na matéria orgânica, a qual é uma de suas principais fontes de alimento para a espécie (BRANCO, 2005; BRANCO; MORITZ JR., 2001).

Em contrapartida, foi identificada uma correlação significativa negativa, entre o volume de material dragado e os dias de pesca, na defasagem zero, para as áreas de despejo 1 e fundeio 6, indicando que o aumento no volume dragado levou a uma resposta, no mesmo ano, na diminuição das operações de pesca dentro dessas áreas.

Por sua vez, uma correlação significativa positiva, foi observado na defasagem de 1 ano, para as áreas Despejo 2 e Fundeio 3, indicando que um ano após o aumento do volume dragado, aumentaram também as operações de pesca nessas áreas, que são áreas próximas e com sobreposição, indicando mudanças nas áreas preferenciais de operações de pesca, das áreas de Despejo 1 e Fundeio 6, citadas anteriormente.

As áreas de Despejo 1 e Fundeio 6 se encontram a sudoeste das áreas de Despejo 2 e Fundeio 6, ambas se encontrando em profundidades próximas de 20 m, sendo dessa forma, igualmente propícias a apresentarem altas abundancias da espécie.

O número de atracções no porto de Santos mostrou altas correlações negativas com o número de dias de pesca, sendo algumas delas significativas, para as defasagens de 1 e 2 anos. Esta informação juntamente com o observado nas geovisualizações tridimenssionais espaço-temporais, leva a conclusão de que a tendência de diminuição no número de atracções, e o aumento no volume transportado, em função da atracção de navios com maior capacidade de carga, apresentou interferência nas operações de pesca, levando a mudanças nas áreas preferencias de pesca da frota de arrasto-duplo que opera na captura no camarão-sete-barbas.

Cabe salientar que, além dos impactos causados pelas atividades antrópicas no ambiente marinho costeiro, os padrões de distribuição espacial e temporal dos camarões Peneídeos, sofrem influência de fatores ambientais. Os principais deles são a salinidade, a temperatura, o tipo de fundo, a profundidade e as marés (CASTRO *et al.*, 2005; COSTA; FRANSOZO, 2004; COSTA *et al.*, 2005, 2007 DALL *et al.*, 1990; FRANSOZO *et al.*, 2002).

5.4 CONTRIBUIÇÕES

Avaliar a variabilidade espacial faz da geoestatística uma eficiente ferramenta de suporte a decisão no manejo de espécies marinhas em exploração. Assim, os resultados obtidos neste trabalho podem ser aplicados diretamente no manejo da espécie no âmbito dos setores Guaibe e Carijó, da APALC, e do setor Ypautiba, da APALN, contidos na região estudada.

Além disso, mapas como os obtidos neste trabalho podem ser amplamente utilizados para o correto monitoramento da influência dos diferentes impactos relacionados a atividade portuária sobre a atividade pesqueira e sobre espécies marinhas exploradas comercialmente.

Os mapas de abundância de espécies podem ainda ser utilizados em Cartas de Sensibilidade Ambiental a Derramamentos de Óleo (Cartas SAO), que são uma ferramenta utilizada para gerar informações sobre planejamento de contingência e para a implementação de ações de resposta a incidentes de poluição por óleo no ambiente marinho (MMA, 2018). Estas permitem identificar os ambientes com prioridade de proteção e as eventuais áreas de sacrifício, sendo utilizadas para tomadas de decisões sobre o correto direcionamento dos recursos disponíveis e a mobilização adequada das equipes de contenção e limpeza. Assim, a integração de mapas de abundância de espécies nas Cartas SAO, pode servir para áreas com maior abundância serem consideradas como prioritárias nessas ações.

Esses mapas poderiam também ser incorporados na INDE brasileira, servindo assim como uma das bases para a elaboração de um PEM efetivo na região, considerando, os diferentes usos humanos bem como as características ambientais e ecológicas dos ambientes.

Da mesma forma, esses dados poderiam ser implementados no Projeto DataGEO, o qual possui como objetivo estruturar, organizar e disponibilizar as bases de informações ambientais e territoriais do Sistema Ambiental Paulista através da construção de uma Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais para o estado de São Paulo (IDEA-SP).

Ainda, pode ser realizado o mapeamento da abundância de outras espécies, visando realizar análises da interação entre a distribuição de espécies de diferentes níveis da cadeia trófica. Derosus *et al.* (2007), utilizando dados da distribuição de diversas espécies, elaboraram mapas do valor biológico de subáreas dentro da parte da Bélgica do mar do Norte. Segundo os autores, o conhecimento do valor biológico de áreas pode ser utilizado como base para ações de manejo, visto que permite que áreas mais valiosas dentro da região sejam protegidas de forma eficiente.

6 CONCLUSÕES

Conclui-se que, durante o período analisado (2009 a 2014), as operações pesqueiras da frota de arrasto-duplo de pequeno porte, na área de interferência do porto de Santos, apresentaram padrões de variação espaço-temporal relacionados às mudanças nas atividades portuárias.

Por sua vez, não foi identificado um padrão na variação espaço-temporal da abundância de sua espécie alvo, o camarão-sete-barbas, mostrando que mesmo com os diversos impactos, a espécie continua ocorrendo na região.

De acordo com os resultados obtidos, pode-se concluir que métodos de análise de semivariograma e de inferência por krigagem podem ser utilizados para realizar estimativas de valores em vazios amostrais, de índices de abundância de espécies, calculados a partir de dados da pesca comercial de embarcações com baixa mobilidade.

Conclui-se que, os dados pesqueiros comerciais, mesmo apresentando vícios não existentes nos dados de amostragens de cruzeiros científicos pesqueiros, podem ser uma fonte alternativa para aplicações de análises espaciais da abundância de espécies marinhas costeiras. Essas análises, quando realizadas em diferentes períodos temporais, podem ser utilizadas na avaliação da variabilidade espaço-temporal da abundância de espécies em áreas com diferentes usos do ambiente marinho costeiro.

Durante o período analisado, a área de fundeio de embarcações do porto de Santos apresentou baixa frequência de operações de pesca de arrasto de camarão-sete-barbas e abundâncias médias da espécie. Por sua vez, na região delimitada para despejo do material dragado, foram identificadas maiores frequências de operações de pesca de arrasto, mostrando-se uma área preferencial desta pescaria, mesmo com abundâncias semelhantes da espécie.

Os resultados obtidos levaram a conclusão de que a área do Setor Ypautiba da APALN apresentou maiores abundâncias da espécie, com relação as demais áreas avaliadas, durante o período analisado.

Por apresentar a variabilidade espaço-temporal da pesca de arrasto e da abundância de sua espécie alvo, bem como interações com a atividade portuária, os resultados desta Tese podem ser de ampla utilidade para planejadores ambientais e para a aplicação de um PEM efetivo na região.

Além disso, a metodologia aplicada nesta Tese pode ser generalizada para outras frotas e espécies capturadas pela pesca comercial, além de para a própria pesca do camarão-sete-barbas em outras regiões e períodos temporais. Cabe salientar, que para isso, primeiramente deve ser avaliado se existe um padrão de dependência espacial nos dados, o qual possibilita a aplicação da análise de estimativa espacial por krigagem.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADDIS, P. *et al.* A geostatistical approach for the stock assessment of the edible sea urchin, *Paracentrotus lividus*, in four coastal zones of Southern and West Sardinia (SW Italy, Mediterranean Sea). **Fisheries Research**, v. 100, n. 3, p. 215–221, Nov. 2009.

ADDIS, P. *et al.* Spatial distribution patterns and population structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea), in the coastal fishery of western Sardinia: a geostatistical analysis. **Scientia Marina**, v. 76, n. 4, p. 733–740, Dec. 2012.

ADLER, D. *et al.* **Rgl**: 3d visualization using opengl. R package version 0.98.1. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=rgl>>, 2017.

AIDOO, E.N. *et al.* Evaluation of geostatistical estimators and their applicability to characterise the spatial patterns of recreational fishing catch rates. **Fisheries Research**, v. 168, p. 20–32, Aug. 2015.

AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**, v.19, p. 716–723, 1974.

ALVES-COSTA, F.A.; COSTA, R.C. Níveis de metais pesados no camarão-rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* (Crustacea, Decapoda) na enseada de Ubatuba, Ubatuba, São Paulo. **Revista Biociências**, v.10, n. 4, p. 199–203, 2004.

ANDRIENKO, N.; ANDRIENKO, G.; GATALSKY, P. Exploratory spatio-temporal visualization: an analytical review. **Journal of Visual Languages and Computing**, v. 14, n. 6, p. 503–541, Dec. 2003.

ANTAQ (Agência Nacional de Transportes Aquaviários). **Anuário estatístico aquaviário de 2013**. Disponível em: <<http://www.antaq.gov.br/Portal/Anuarios/Anuario2013/index.htm>>, 2014.

ATHAN, T. *et al.* **Quantum GIS** – Guia do Usuário, Versão 2.8, 2015, 341 p. Disponível em: <http://docs.qgis.org/2.8/pdf/pt_BR/QGIS-2.8-UserGuide-pt_BR.pdf>. Acesso em: 16 de set. de 2015.

ÁVILA-DA-SILVA, A.O. *et al.* Produção pesqueira marinha do Estado de São Paulo no ano 2005. **Série Relatórios Técnicos**, n. 26, p. 1–44, maio 2007.

AZEVEDO, M. *et al.* Application of dynamic factor analysis in the assessment of Iberian anglerfish stocks. **ICES Journal of Marine Science**, v. 65, n. 7, p. 1362–1369, June 2008.

BACH, B. *et al.* A review of temporal data visualizations based on space-time cube operations. In: EUROGRAPHICS CONFERENCE ON VISUALIZATION (EUROVIS), 2014, Swansea, Wales, UK. **Anais**. The Eurographics Association, 2014, p. 23–41.

BATTAILE, B.C.; QUINN II, T.J. Catch per unit effort standardization of the eastern Bering Sea walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) fleet. **Fisheries Research**, v. 70, n. 2-3, p. 161-177, Dec. 2004.

BERMAN, M.; DIGGLE, P. J. Estimating weighted integrals of the second-order intensity of a spatial point process. **Journal of the Royal Statistical Society**, v. 51, n. 1, p. 81–92, 1989.

BILL, M.; ANDRÁŠIK, R.; JANOŠKA, Z. Identification of hazardous road locations of traffic accidents by means of Kernel density estimation and cluster significance evaluation. **Accident Analysis & Prevention**, v. 55, p. 265-273, June 2013.

BISHOP, J. Standardizing fishery-dependent catch and effort data in complex fisheries with technology change. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 16, n. 1, p. 21–38, Feb. 2006.

BRANCO, J.O. Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n 4, p. 1050-1062, 2005.

BRANCO, J.O.; MORITZ JR., H.C. Alimentação natural do camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Decapoda), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 1, p. 53 – 61, mar. 2001.

BRAY, R.N.; BATES, A.D.; LAND, J.M. **Dredging**: a handbook for engineers. Nova Iorque: John Wiley & Sons, 1997. 434 p.

BRUNSDON, C.; CORCORAN, J.; HIGGS, G. Visualising space and time in crime patterns: a comparison of methods. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 31, n. 1, p. 52–75, Jan. 2007.

CARNEIRO, M.H., ÁVILA-DA-SILVA, A.O.; NAMORA, R.C. Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira Marinha do Estado de São Paulo, Brasil. In: 13º Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar (COLACMAR) 2009. **Anais**. Cuba, 2009. p. 2319.

CARNEIRO, M.H. *et al.* A pesca nas Áreas de Proteção Ambiental Marinha do Estado de São Paulo, Brasil, entre agosto de 2008 e julho de 2009. **Informe Pesqueiro de São Paulo**, n. 36, p. 1-34, set. 2013.

CARRUTHERS, T.R. *et al.* Integrating imputation and standardization of catch rate data in the calculation of relative abundance indices. **Fisheries Research**, v., 109, n. 1, p. 157–167, Apr. 2011.

CASTILHO, A.L. *et al.* Lifespan and reproductive dynamics of the commercially important seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Penaeoidea): synthesis of a 5-year study. **Journal of Crustacean Biology**, v. 35, n. 1, p. 30–40, 2015.

CASTREJÓN, H.; PEREZ-CASTAÑEDA, R.; DEFEO, O. Spatial structure and bathymetric patterns of penaeoid shrimps in the southwestern Gulf of Mexico. **Fisheries Research**, v. 72, n. 2, p. 291–300, May 2005.

CASTRIGNANO, A. *et al.* Spatio-temporal population dynamics and area-wide delineation of *Bactrocera oleae* monitoring zones using multi-variate geostatistics. **Precision Agriculture**, v. 13, n. 4, p. 421–441, Aug. 2012.

CASTRO, R.H. *et al.* Population structure of the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea : Penaeoidea) in the littoral of São Paulo, Brazil. **Ecology**, v. 69, n. 1, p. 105–112, 2005.

CESAR, A. *et al.* Ecotoxicological assessment of sediments from the Santos and São Vicente Estuarine System – Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 54, n. 1, p. 55–63, jan./mar. 2006.

CIANNELLI, L. *et al.* Spatial fisheries ecology: recent progress and future prospects. **Journal of Marine Systems**, v. 71, n. 3–4, p. 223–236, June 2008.

CICIN-SAIN, B. Sustainable development and integrated coastal management. **Ocean & Coastal Management**, v. 21, n. 1–3, p. 11–43, 1993.

CIY (Containerisation International Yearbook). **Top 100 ports of containerisation international and UNCTAD review of maritime transport in 2014**. Londres: Informa plc, 2015. 98 p.

CLARK, J.R. **Integrated management of coastal zones**. Roma: FAO Fisheries Technical Paper, n. 327, 1994. 167 p.

CODESP (Companhia Docas do Estado de São Paulo). **Análise do movimento físico do porto de Santos** – Dezembro de 2014. São Paulo: CODESP, 2015. 43 p.

CODESP (Companhia Docas do Estado de São Paulo). **Estudo de impacto ambiental (EIA) da dragagem de aprofundamento do canal de navegação e bacias de evolução do porto organizado de Santos** – São Paulo. São Paulo: CODESP, 2008. 113 p.

COMPIETA, P. *et al.* Exploratory spatio-temporal data mining and visualization. **Journal of Visual Languages and Computing**, v. 18, n. 3, p. 255–279, June 2007.

COSTA R.C. *et al.* Annual, seasonal and spatial variation of abundance of the shrimp *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeoidea) in south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 85, p. 107–112, 2005.

COSTA, R.C. *et al.* Abundance and ecological distribution of the "sete-barbas" shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeoidea) in three bays

of the Ubatuba region, Southeastern, Brazil. **Gulf and Caribbean Research**, v. 19, n. 1, p. 33-41, 2007.

COSTA R.C.; FRANSOZO A. Abundance and ecologic distribution of the shrimp *Rimapenaeus constrictus* (Crustacea: Penaeidae) in the northern coast of São Paulo State, Brazil. **Journal of Natural History**, v. 38, p. 901–912, 2004.

DALL, W.; HILL, B.J.; ROTHILSBERG, P.C.; STAPLES, D.J. **The biology of the Penaeidae**. In: Advances in Marine Biology. San Diego: Southward. Academic Press, 1990. 489p.

DAVIS, B.M. Uses and Abuses of Cross-Validation in Geostatistics. **Mathematical Geology**, v. 19, n. 3, p. 241-248, 1987.

DELMELLE, E. *et al.* Visualizing the impact of spacetime uncertainties on dengue fever patterns. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 28, n. 5, p. 1107-1127, Dec. 2014.

DEMŠAR, U. *et al.* Stacked space-time densities: a geovisualisation approach to explore dynamics of space use over time. **Geoinformatica**, v. 19, n. 1, p. 85–115, Jan. 2015.

DEMŠAR, U.; VIRRANTAUŠ, K. Space–time density of trajectories: exploring spatio-temporal patterns in movement data. **Information Science**, v. 24, n. 10, p. 1527-1542, Oct. 2010.

DEROUS, S. *et al.* **A biological valuation map for the Belgian part of the North Sea**. BWZee. Research in the Framework of the BSP Programme 'Sustainable Management of the Sea'. Belgian Federal Science Policy Office, 2007. 95 p.

DEVINE, J.A.; HAEDRICH, R.L. The role of environmental conditions and exploitation in determining dynamics of redfish (*Sebastes* species) in the Northwest Atlantic. **Fisheries Oceanography**, v. 20, n. 1, p. 66-81, Jan. 2011.

DIGGLE, P.J.; MENEZES, R.; SU, T. Geostatistical inference under preferential sampling. **Applied Statistics**, v. 59, n. 2, p. 191–232, Mar. 2010.

DIGGLE, P.J.; RIBEIRO JUNIOR, P.J.; CHRISTENSEN, O.F. **An introduction to model-based geostatistics**. In: Spatial statistics and computational methods. New York: Springer Verlag, 2003. 216 p.

DOBARADARAN, S. *et al.* Heavy metals (Cd, Cu, Ni and Pb) content in two fish species of Persian Gulf in Bushehr Port, Iran. **African Journal of Biotechnology**, v. 9, n. 37, p. 6191-6193, Oct. 2010.

DOUVERE, F. *et al.* The role of marine spatial planning in sea use management: the Belgian case. **Marine Policy**, v. 31, n. 2, p. 182–191, Mar. 2007.

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

DRUCK, S. *et al.* **Análise espacial de dados geográficos**. Brasília: EMBRAPA, 2004. 209 p.

ERISMAN, B. *et al.* Spatio-temporal dynamics of a fish spawning aggregation and its fishery in the Gulf of California. **Scientific Reports**, v. 2, n. 284, p. 1-11, Feb. 2012.

FANG, Z. *et al.* A space–time efficiency model for optimizing intra-intersection vehicle–pedestrian evacuation movements. **Transportation Research Part**, v. 31, p. 112–130, June 2013.

FENG D.; TIERNEY, L. Computing and displaying isosurfaces in R. **Journal of Statistical Software**, v. 28, n. 1, p. 1-24, Sep. 2008a.

FENG D.; TIERNEY, L. **Misc3d**: miscellaneous 3D plots. R package version 0.6-2. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=misc3d>>, 2008b.

FERRAZ, M.A. *et al.* Sediment toxicity identification evaluation (tie phases i and ii) based on microscale bioassays for diagnosing causes of toxicity in coastal areas affected by domestic sewage. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 36, n. 7, p. 1820–1832, July 2017.

FIRAT, O. *et al.* Concentrations of Cr, Cd, Cu, Zn and Fe in crab *Charybdis longicollis* and shrimp *Penaeus semisulcatus* from the Iskenderun Bay, Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 147, n. 1-3, p. 117–123, Dec. 2008.

FRANCO, A.C.N.P. *et al.* Levantamento, sistematização e análise da legislação aplicada do defeso da pesca de camarões para as Regiões Sudeste e Sul do Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 35, n. 4, p. 687–699, 2009.

FRANSOZO A.; COSTA R.C.; MANTELATTO F.L.M.; PINHEIRO M.A.A.; SANTOS, S. **Composition and abundance shrimp species (Penaeidea and Caridea) in Fortaleza bay, Ubatuba, São Paulo, Brasil**. In: Modern approaches to the study of Crustacea. México: Kluwer Academic Press, 2002. p. 117–125.

FREIRE, J.; GONZALEZ-GURRIARÁN; E.; OLASO, I. Spatial Distribution of *Munida intermedia* and *M. sarsi* (Crustacea: Anomura) on the Galician Continental Shelf (NW Spain): application of geostatistical analysis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 35, n. 6, p. 637-648, Dec. 1992.

GASALLA, M.A.; GANDINI, F.C. The loss of fishing territories in coastal areas: the case of seabob-shrimp smallscale fisheries in São Paulo, Brazil. **Maritime Studies**, v. 15, n. 9, July 2016.

GAVARIS, S. Use of a multiplicative model to estimate catch rate and effort from commercial data. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 12, p. 2272-2275, 1980.

GERBER, M.S. Predicting crime using Twitter and Kernel density estimation. **Decision Support Systems**, v. 61, p. 115–125, May 2014.

GILLILAND, P.M.; LAFFOLEY, D. Key elements and steps in the process of developing ecosystem-based marine spatial planning. **Marine Policy**, v. 32, n. 5, p. 787–796, Sep. 2008.

GONI, R.; ALVAREZ, F.; ADLERSTEIN, S. Application of generalized linear modeling to catch rate analysis of Western Mediterranean Fisheries: the Castellón trawl fleet as a case study. **Fisheries Research**, v. 42, n. 3, p. 291-302, Sep. 1999.

GOOVAERTS, P. Geostatistical modelling of uncertainty in soil science. **Geoderma**, v. 103, n. 1-2 p. 3–26, Sep. 2001.

GOOVAERTS, P. **Geostatistics for natural resources evaluation**. Nova Iorque: Oxford University Press, 1997. 483 p.

GOULIELMOS, A.M. European policy on port environmental protection. **Global NEST: the International Journal**, v. 2, n. 2, p. 189-197, 2000.

GREGORY, C.J. *et al.* Estimating the abundance of long-billed curlews in Nebraska. **Journal of Field Ornithology**, v. 83, n. 2, p. 122–129, June 2012.

GRAÇA-LOPES, R.; PEREIRA, E.; SEVERINO-RODRIGUES, E. Aportes ao Conhecimento da Biologia e da Pesca do Camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri* Heller, 1862) no Litoral do Estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 33, n. 1, p. 63-84, 2007.

GUHATHAKURTA, H.; KAVIRAJ, A. Heavy metal concentration in water, sediment, shrimp (*Penaeus monodon*) and mullet (*Liza parsia*) in some brackish water ponds of Sunderban, India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n. 11, p. 914-920, Nov. 2000.

GULLAND, J.A. On the fishing effort in English demersal fisheries. **Fishery Investigations**, v. 20, n. 2, p. 1–41, 1956.

GUPTA, A.K.; GUPTA, S.K.; PATIL, R.S. Environmental management plan for port and harbour projects. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 7, n. 2, p. 133–141, May 2005.

HAGERSTRAND'S, T. What about people in regional science? **Papers in Regional Science Association**, v. 24, n. 1, p. 7–21, Jan. 1970.

HALPERN, B.S. *et al.* A global map of human impact on marine ecosystems. **Science**, v. 319, n. 5865, p. 948–952, Feb. 2008.

HANSON, S. *et al.* A global ranking of port cities with high exposure to climate extremes. **Climatic Change**, v. 104, n. 1, p. 89–111, Jan. 2011.

HECKLER, G.S. *et al.* Long-term patterns of spatial and temporal distribution in the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Decapoda: Penaeidae) population in southeastern Brazil. **Journal of Crustacean Biology**, v. 34, n. 3, p. 326–333, May 2014.

HEDGE, L.H.; KNOTT, N.A.; JOHNSTON, E.L. Dredging related metal bioaccumulation in oysters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 6, p. 832–840, June 2009.

HILBORN, R.; WALTERS, C. **Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty**. Nova Iorque: Chapman and Hall, 1992. 570 p.

HOHL, A. *et al.* Accelerating the discovery of space-time patterns of infectious diseases using parallel computing. **Spatial and Spatio-temporal Epidemiology**, v. 19, p. 10–20, Nov. 2016.

HORTELLANI, M.A. *et al.* Avaliação da contaminação por elementos metálicos dos sedimentos do estuário Santos – São Vicente. **Química Nova**, v. 31, n. 1, p. 10-19, 2008.

HÜCKSTÄDT, L.A.; KRAUTZ, M.C. Interaction between southern sea lions *Otaria flavescens* and jack mackerel *Trachurus symmetricus* commercial fishery off Central Chile: a geostatistical approach. **Marine Ecology Progress Series**, v. 282, p. 285–294, Nov. 2004.

INDE (Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais). **SIG Brasil** – O portal brasileiro de dados. Disponível em: < <http://www.inde.gov.br/> > . Acesso em: 15 de Outubro de 2015.

ISAACS, E.H.; SRIVASTAVA, R.M. **An introduction to applied geostatistics**. Nova Iorque: Oxford University Press, 1989. 561 p.

JANKOWKY, M., MENDONÇA, J.T.; MORRONI, D. Monitoramento pesqueiro no litoral do Paraná. In: II Simpósio Brasileiro de Desenvolvimento Territorial Sustentável, **Anais**. Paraná, 2017. v. 1, p. 931-941.

JIAN, X.; OLEA, R.A.; YU, Y. Semivariogram modeling by weighted least squares. **Computers & Geosciences**, v. 22, n. 4, p. 381-391, 1996.

JIAN, F. *et al.* Three dimensional temporal and spatial distribution of adults of *Tribolium castaneum* (Coleoptera: Tenebrionidae) in stored wheat under different temperatures and adult densities. **Agricultural Research**, v. 1, n. 2, p. 165–174, June 2012.

KELSALL, J.E.; DIGGLE, P.J. Spatial variation in risk of disease: a nonparametric binary regression approach. **Applied Statistics**, v. 47, n. 4, p. 559-573, 1998.

KERRY, R. *et al.* A comparison of multiple indicator kriging and area-to-point Poisson kriging for mapping patterns of herbivore species abundance in Kruger National Park, South Africa. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 27, n. 1, p. 47-67, 2013.

KOLLING, J. A. *et al.* **A utilização do ambiente marinho e de seus recursos vivos pela frota pesqueira paulista: O ambiente demersal.** In: Oceanografia e Mudanças Globais. São Paulo, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2008. 784 p.

KOLLING, J. A.; ÁVILA-DA-SILVA, A.O. Evaluation of determinants of *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) catch abundance along a Southwest Atlantic subtropical shelf. **ICES Journal of Marine Science**, v. 71, n. 7, p. 1793–1804, Oct. 2014.

KONDOH, H.; KOIZUM, T.; IKEDA, K.A Geostatistical approach to spatial density distributions of sika deer (*Cervus nippon*). **Journal of Forest Research**, v. 18, n.1, p. 93–100, Feb. 2013.

KOUSOULAKOU, A.; KRAAK, M.J. The spatio-temporal map and cartographic communication. **Cartographic Journal**, v. 29, n. 2, p. 101–108, Dec. 1992.

KOUTROUMANIDIS, T.; ILIADIS, L.; SYLAIOS, G.K. Time-series modeling of fishery landings using ARIMA models and Fuzzy Expected Intervals software. **Environmental Modeling and Software**, v. 21, n. 12, p. 1711-1721, Dec. 2006.

KRAAK, M.J. **Geovisualization and time** – new opportunities for the space-time cube. In: DODGE, M.; MCDERBY, M.; TURNER, M. eds. Geographic visualization: concepts, tools and applications. Chichester, UK: John Wiley & Sons, p. 293–306, 2008.

KRAAK, M.J.; KOUSSOULAKOU A.A. **Visualization environment for the space-time-cube.** In: Developments in Spatial Data Handling. Berlin, Heidelberg: Springer, p. 189-200, 2005.

KRAAK, M.J.; KVELADZE, I. Narrative of the annotated Space–Time Cube – revisiting a historical event. **Journal of Maps**, v. 13, n. 1, p. 56-61, Jan. 2017.

KRISTENSSON, P.O. *et al.* An evaluation of space time cube representation of spatiotemporal patterns. **IEEE Transactions On Visualization And Computer Graphics**, v. 15, n. 4, p. 696-702, July/Aug. 2009.

KWAN, M.; LEE, J. **Geovisualization of human activity patterns using 3D GIS: a time-geographic approach.** In: GOODCHILD, M.F e JANELLE, D.G. (Eds). Spatially integrated social science: examples in best practice. Oxford University Press, p. 48-66, 2004.

LAMPARELLI, M. C. *et al.* **Sistema estuarino de Santos e São Vicente, São Paulo:** Relatório Técnico CETESB, 2001.183 p.

LARGE, P.A. Use of a multiplicative model to estimate relative abundance from commercial CPUE data. **Journal Du Conseil**, v. 1956, n. 3, p. 253-261, Aug. 1992.

LIEBHOLD, A.M.; GUREVITCH J. Integrating the statistical analysis of spatial data in ecology. **Ecography**, v. 25, n. 5, p. 553–557, Oct. 2002

LIU, W. *et al.* Spatial distribution patterns analysis of historical forest fires in Daxingan mountains of China. In: International Conference on Computer Application and System Modeling (ICCSM), 2010, Taiyuan. **Anais. Nova Jersey: IEEE**, 2010. p. 634-638.

LONGLEY, P.A. *et al.* **Geographic information systems and science**. EU: John Wiley & Sons, 2011. 539 p.

LOPES, R. J. *et al.* Efficiency analysis of the Portuguese beam trawl fleet that targets the common prawn *Palaemon serratus* (Pennant). **CEFAGE-UE Working Paper**, v. 1, p. 1–16, Sep. 2008.

MA, Y. *et al.* Remote sensing big data computing: Challenges and opportunities. **Future Generation Computer Systems**, v. 51, p. 47-60, Oct. 2015.

MANTELATTO, F.L.M. *et al.* Heavy metals in the shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea, Penaeidae) from Ubatuba Bay, São Paulo, Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 62 p., n. 2, 152-159, Feb. 1999.

MARANGONI, L.B. *et al.* Análise ecotoxicológica do sedimento sob influência de dragagem na baía de Santos – SP. **Revista Ceciliana**, v. 3, n. 2, p. 21-24, dez. 2011.

MASSER, I. GIS Worlds – **Creating spatial data infrastructures**. Nova Iorque: Esri Press, 2005. 336 p.

MATHERON, G. **The theory of regionalized variables and its applications**. Paris: Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique de Fontainebleu, 1971. 211 p.

MATOS, M.I.S. Santos, o porto do café: cidade, cotidiano e trabalho. **Estudos Ibero-Americanos**, v. XXX, n. 2, p. 9-26, 2004.

MATOS, T.B.; CARVALHO, C.E.V. Relação entre parâmetros reprodutivos e sazonalidade com a acumulação de mercúrio em *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) da Plataforma Continental SE do Brasil. **Revista Virtual de Química**, v. 3, n. 2, p. 138-143, jun. 2011.

MAUNDER, M.N.; PUNT, A.E. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. **Fisheries Research**, v. 70, n. 2-3, p. 141–149, Dec. 2004.

MAYNOU, F. The application of geostatistics in mapping and assessment of demersal resources. *Nephrops norvegicus* (L.) in the Northwestern Mediterranean: a case study*. **Scientia Marina**, v. 62, n.1, p.117-133, Dec. 1998.

MAYNOU, F.; DEMESTRE, M.; SANCHEZ, P. Analysis of catch per unit effort by multivariate analysis and generalised linear models for deep-water crustacean fisheries off Barcelona (NW Mediterranean). **Fisheries Research**, v. 65, n. 1-3, p. 257-269, Dec. 2003.

MAYNOU, F.; SARDÀ, F.; CONAN, G.Y. Assessment of the spatial structure and biomass evaluation of *Nephrops norvegicus* (L.) populations in the Northwestern Mediterranean by geostatistics. **ICES Journal of Marine Science**, v. 55, n.1, p. 102-120, Feb.1998.

MCCULLAGH, P.; NELDER, J.A. **Generalized linear models**. Londres: Chapman & Hall, 1989. 511 p.

MENDONÇA, J.T.; CORDEIRO, A.G. **Estatística Pesqueira do Litoral Sul de São Paulo - Metodologia e Resultados**. In: Relatos de Pesquisas e Outras Experiências Vividas No Vale do Ribeira. Jaboticabal, Maria de Lourdes Brandel - ME, 2010. 313 p.

MIAZAKI, L.F. *et al.* Temporal variations in biomass and size of seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeoidea) on the southern coast of São Paulo state, Brazil. **Nauplius**, v. 24, p. 1-9, Dec. 2016.

MILLWARD, A.A. Urbanisation viewed through a geostatistical lens applied to remote-sensing data. **Area**, v. 43, n. 1, p. 53–66, Mar. 2011.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). **Cartas de sensibilidade ao óleo**: mapeamento de sensibilidade ambiental ao óleo da zona costeira e marinha. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/seguranca-quimica/cartas-de-sensibilidade-ao-oleo> > . Acesso em: 30 de março de 2018.

MONESTIEZ, P. *et al.* Geostatistical modelling of spatial distribution of *Balaenoptera physalus* in the Northwestern Mediterranean Sea from sparse count data and heterogeneous observation efforts. **Ecological Modelling**, v. 193, n. 3-4, p. 615–628, Mar. 2006.

NAKAGAKI, J.M.; NEGREIROS-FRANSOZO, M.L. Population biology of *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeidae) from Ubatuba bay, São Paulo, Brazil. **Journal of Shellfish Research**, v. 17, n. 4, p. 931-935, Dec. 1998.

NAKAYA, T.; YANO, K. Visualising crime clusters in a space-time cube: an exploratory data-analysis approach using space-time Kernel density estimation and scan statistics. **Transactions in GIS**, v. 14, n.3, p. 223–239, June 2010.

NETO, C.A.S.C. *et al.* **Portos brasileiros 2009**: ranking, área de influência, porte e valor agregado médio dos produtos movimentados. Brasília: IPEA, 2009. 68 p.

NETO, C.A.S.C. **Portos brasileiros**: área de influência, ranking, porte e os principais produtos movimentados. Brasília: IPEA, 2006. 49 p.

NISHIDA, T.; CHEN, D. Incorporating spatial autocorrelation into the general linear model with an application to the yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) longline CPUE data. **Fisheries Research**, v. 70, n. 2-3, p. 265–274, Dec. 2004.

NÓBREGA, M.F. *et al.* Spatial and temporal variation in artisanal catches of dolphinfish *Coryphaena hippurus* off North-Eastern Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 86, n. 2, p. 785–804, Feb. 2015.

NRC (National Research Council). **Improving the collection, management, and use of marine fisheries data**. Washington: National Academy Press, 2000. 222 p.

O'NEILL, M.F. *et al.* Comparison of relative fishing power between different sectors of the Queensland trawl fishery, Australia. **Fisheries Research**, v. 65, n. 1-3, p. 309–321, Dec. 2003.

O'NEILL, M.F.; LEIGH, G. M. Fishing power increases continue in Queensland's east coast trawl fishery, Australia. **Fisheries Research**, v. 85, n. 1-2, p. 84–92, June 2007.

PALERMO, M.R.; WILSON, J.R. **Corps of engineers perspective**. In: MEEGODA, J.N. *et al.* W.J. Dredging and management of dredged material. Nova lorque: American Society of Civil Engineering, 1997. p. 1-11.

PAPS (Plano de Área do Porto de Santos e Região). Revisão 1 do Plano de Área do Porto de Santos e Região. São Paulo: CODESP, 2015. 139 p.

PARAMO, J.; SAINT-PAUL, U. Deep-sea shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Pleoticus robustus* (Crustacea: Penaeoidea) in the Colombian Caribbean Sea as a new potential fishing resource. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 92, n. 4, p. 811–818, June 2012b.

PARAMO, J.; SAINT-PAUL, U. Spatial structure of the Caribbean lobster (*Metanephrops binghami*) in the Colombian Caribbean Sea. **Helgoland Marine Research**, v. 66, n. 1, p. 25–31, Mar. 2012a.

PÉREZ-CASTAÑEDA, R.; DEFEO, O. Spatial distribution and structure along ecological gradients: penaeid shrimps in a tropical estuarine habitat of Mexico. **Marine Ecology Progress Series**. v. 273, p. 173– 185, June 2004.

PINHEIRO, P.P.O; MASSONE, C.G.; CARREIRA, R.S. Distribution, sources and toxicity potential of hydrocarbons in harbor sediments: a regional assessment in SE Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 120, n. 1-2, p. 6-17, July 2017.

PMAP (Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira Marinha e Estuarina do Instituto de Pesca). **Uma visão geral da pesca em São Paulo, 2015**. Disponível

em:

<<http://www.propesq.pesca.sp.gov.br/propesq/web/app.php/publico/16/conteudo>>.
Acesso em: 12 de Agosto de 2015.

PUNT, A. Standardization of catch and effort data in a spatially-structured shark fishery. **Fisheries Research**, v. 45, n. 2, p. 129-145, Mar. 2000.

QUINN, T.J.; DERISO, R. **Quantitative fish dynamics**. Nova Iorque: Oxford University Press, 1999. 560 p.

R CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em:
<<https://www.R-project.org/>>, 2017.

RIBEIRO JUNIOR, P.J.; DIGGLE, P.J. GeoR: a package for geostatistical analysis. **RNEWS**, v.1, n. 2, p.15-18, Jan. 2001.

RIBEIRO JUNIOR, P.J.; DIGGLE, P.J. **Package 'geoR' analysis of geostatistical data**, R Package Version, 2015. 154 p.

RIVOIRARD, J. *et al.* **Geostatistics for estimating fish abundance**. Malden: Blackwell Science, 2008. 206 p.

RUFINO, M.M. *et al.* Assessing the performance of linear geostatistical tools applied to artificial fisheries data. **Fisheries Research**, v. 82, n. 1–3, p. 263–279, Dec. 2006.

RUFINO, M.M. *et al.* The effect of methodological options on geostatistical modelling of animal distribution: a case study with *Liocarcinus depurator* (Crustacea: Brachyura) trawl survey data. **Fisheries Research**, v. 76, n. 2, p. 252–265, Nov. 2005.

SERAVAL, T.A. **International trends in ocean and coastal management in Brazil**. 2010. 148 p. Dissertação (Mestrado). Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro, 2010.

SILVA, O.R.; FIGUEIREDO, P.J.M. Considerações ambientais para o desenvolvimento sustentável da atividade portuária: uma análise da interface porto-estuário. **Revista de Ciência & Tecnologia**, v. 11, n. 20, p. 99-104, 2002.

SILVA, O.R.; GOMES, M.B.M. Impactos das atividades portuárias no Sistema Estuarino de Santos. **Revista Metropolitana de Sustentabilidade**, v. 2, n. 2, p. 64-81, maio/ago. 2012.

SMITH, M.J.; GOODCHIELD, M.F.; LONGLEY, P.A. **Geospatial analysis**. Winchelsea: Winchelsea Press, 2015. 748 p.

SOARES, A. **Geoestatística para ciências da terra e do ambiente**. Lisboa: IST Press, 2006. 214 p.

SOLIS-WEISS, V. *et al.* Effects of industrial and urban pollution on the benthic macrofauna in the Bay of Muggia (industrial port of Trieste, Italy). **Science of the Total Environment**, v. 328, n. 1-3, p. 247–263, July 2004.

SOUSA, E.C.P.M. *et al.* Ecotoxicological assessment of sediments from the port of Santos and the disposal sites of dredged material. **Brazilian Journal Of Oceanography**, v. 55, n. 2, p. 75-81, Apr./June 2007.

SOUTO, R.D.; MENEZES, P.M.L. A representação dos ambientes costeiro e marinho nas infraestruturas de dados espaciais para fins de gerenciamento costeiro integrado. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 65, n. 6, p. 1087-1096, nov./dez. 2013.

SOUZA, T.N.; TERRA, R.P.; OLIVEIRA, V.P.S. Implantação do Complexo Portuário do Açú e atividade de pesca artesanal marinha do Norte Fluminense: um conflito socioambiental. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 3, n. 2, p. 23-30, jul./dez. 2009.

STEEL, R.; ELMOUTTIE, D.; HAMILTON, G. Geostatistical analysis of adult *Rhyzopertha dominica* (F.) (Coleoptera: Bostrichidae) in wheat stored at constant temperatures. **Journal of Stored Products Research**, v. 50, p. 8-14, July 2012.

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

STELZENMULLER, V. *et al.* Spatial analysis of twaite shad, *Alosa fallax* (LACEPÈDE, 1803), in the Southern North Sea: Application of non-linear geostatistics as a tool to search for Special Areas of Conservation*. **International Review of Hydrobiology**, v. 89, n. 4, p. 337-351, Sep. 2004.

STELZENMULLER, V.; MAYNOU, F.; MARTÍN, P. Spatial assessment of benefits of a coastal Mediterranean Marine Protected Area. **Biological Conservation**, v. 136, n. 4, p. 571-583, May 2007.

SUKUMARAN, S.; DEVI, K.S. Polychaete diversity and its relevance in the rapid environmental assessment of Mumbai Port. **Current Science**, v. 97, n. 10, p. 1439,-1444, Nov. 2009.

TASCHERI, R.; SAAVEDRA-NIEVAS, J.C.; ROA-URETA, R. Statistical models to standardize catch rates in the multi-species trawl fishery for Patagonian grenadier (*Macruronus magellanicus*) off Southern Chile. **Fisheries Research**, v. 105, n. 3, p. 200-214, Aug. 2010.

TOMINSKI, C.; SCHULZE-WOLLGAST, P.; SCHUMANN, H. 3D visualization for time dependent data on maps. In: International Conference on Information Visualisation, London, UK, 2005. **Anais**. Nova Jersey: IEEE, 2005. p. 175-181.

TORRES, R.J. *et al.* Effects of dredging operations on sediment quality: contaminant mobilization in dredged sediments from the Port of Santos, SP, Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 9, n. 5, p. 420–432, Oct. 2009.

TURNER, R.K.; SUBAK, S.; ADGER, W.N. Pressures, trends, and impacts in Coastal Zones: interactions between socioeconomic and natural systems. **Environmental Management**, v. 20, n. 2, p. 159–173, Mar. 1996.

UNCTAD (United Nations Conference on Trade and Development). **Review of Maritime transport**. Nova Iorque e Geneva: United Nations, 2013. 184 p.

UNEP (United Nations Environment Programme). **Marine and coastal ecosystems and human wellbeing**: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment. Nairobi: UNEP, 2006. 76 p.

USACE (United States Army Corps of Engineers). **Use of sediment quality guidelines (SQGs) in dredged material management**. Dredging Research Technical Note EEDP-04-29, 1998. 14 p.

VENABLES, W.N.; DICHMONT, C.M. GLMs, GAMs and GLMMs: an overview of theory for applications in fisheries research. **Fisheries Research**, v. 70, n. 2, p. 319–337, Dec. 2004.

VENABLES, W.N.; RIPLEY, B.D. **Modern applied statistics with S-Plus**, 2nd edn. New York: Springer-Verlag, 1997. 548 p.

WALTER, J.F.; HOENIG, J.M.; CHRISTMAN, M.C. Reducing bias and filling in spatial gaps in fishery-dependent catch-per-unit-effort data by geostatistical prediction, i. methodology and simulation. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 34, n. 6, p. 1095–1107, Oct. 2014.

WALTERS, C. Folly and fantasy in the analysis of spatial catch rate data. **Canadian Journal**, v. 60, n. 12, p. 1433–1436, Apr. 2003.

WANG, M.P.; JONES, M.P. **Kernel smoothing**. Londres: Chapman & Hall, 1995. 212 p.

WEINBERG, K.; KOTWICKI, S. Factors influencing net width and sea floor contact of a survey bottom trawl. **Fisheries Research**, v. 93, n. 3, p. 265–279, Sep. 2008.

XIAO, Y. *et al.* Models in fisheries research: GLMs, GAMS and GLMMs. **Fisheries Research**, v. 70, n. 2, p. 137–139, Dec. 2004.

YAMAMOTO, J.K.; LANDIM, P.M.B. **Geoestatística**: conceitos e aplicações. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. 215 p.

ZUUR, A.F.; IENO, E.N.; SMITH, G.M. **Analysing ecological data**. Statistics for biology and health. Heidelberg, Germany: Springer, 2007. 672 p.

ZUUR, A.F.; PIERCE, G.J. Common trends in northeast Atlantic squid time series. **Journal of Sea Research**, v. 52, n. 1., p. 57–72, June 2004.

ZUUR, A.F.; TUCK, I.D.; BAILEY, N. Dynamic factor analysis to estimate common trends in fisheries time series. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 60, p. 542–552, June 2003.