

Carlos Antônio Zarzar

Relação entre sinais acústicos e taxas de captura da fauna acompanhante na pesca de cerco industrial ao redor de Dispositivos de Agregação de Peixes (DAP).

Recife

18 de novembro de 2017



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOMETRIA E ESTATÍSTICA APLICADA

Relação entre sinais acústicos e taxas de captura da fauna acompanhante na pesca de cerco industrial ao redor de Dispositivos de Agregação de Peixes (DAP).

Dissertação julgada adequada para obtenção do título de Mestre em Biometria e Estatística Aplicada, defendida e aprovada por unanimidade em 17/11/2017 pela comissão examinadora

Área de concentração: Biometria e Estatística Aplicada

Orientador: Dr. Humber Agreli de Andrade

Recife

18 de novembro de 2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

Z38r

Zarzar, Carlos Antônio

Relação entre sinais acústicos e taxas de captura da fauna
acompanhante na pesca de cerco industrial ao redor de Dispositivos
de Agregação de Peixes (DAP) / Carlos Antônio Zarzar. – 2017.
64 f. : il.

Orientador: Humber Agrelli de Andrade.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de
Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Biometria e Estatística
Aplicada, Recife, BR-PE, 2017.

Inclui referências.

1. Ecossondas 2. DAPs (Dispositivo de Agregação de Peixe)
3. MLG (Modelo Linear Generalizado) I. Andrade, Humber Agrelli
de, orient. II. Título

CDD 519.5

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOMETRIA E ESTATÍSTICA APLICADA**

Relação entre sinais acústicos e taxas de captura da fauna acompanhante na pesca de cerco industrial ao redor de Dispositivos de Agregação de Peixes (DAP).

Carlos Antônio Zarzar

Dissertação julgada adequada para obtenção do título de Mestre em Biometria e Estatística Aplicada, defendida e aprovada por unanimidade em 17/11/2017 pela comissão examinadora

Orientador:

Dr. Humber Agrelli de Andrade
Orientador

Banca examinadora:

**Paulo Guilherme Vasconcelos de
Oliveira**
Universidade Federal Rural de
Pernambuco.

Paulo José Duarte Neto
Universidade Federal Rural de
Pernambuco.

*A ideia é um pensamento na forma de energia a qual eu estou disposto a arriscar.
A ideia é uma energia em forma de pensamento a qual sempre está a me motivar.
As ideias são necessárias para que o mundo possa mudar.
(Carlos Antônio Zarzar)*

Agradecimentos

Agradecimentos especiais a família Renilda Maria Nóbrega Aranha minha Mãe, irmãos Antônio Carlos Zarzar Neto, Sáfia Aranha Zarzar, minha avó Aldenir Maria Nóbrega Aranha e meu tio Dernier Nóbrega Aranha por sempre acreditarem em mim, nas minhas escolhas e sobretudo ao apoio e suporte.

Especialmente a Raphaela Lucena e sua/minha família que compreendeu, apoiou e acreditou em mim em todos os momentos. E a quem eu entrego meu coração e meu amor há mais de 7 anos de relacionamento. A Renata Lucena, Luiz, Norma e Ednaldo que também faz parte desse sonho.

Agradeço ao meu Pai Carlos Antônio Zarzar e todos familiares como Fuade Zarzar, Tio Zé Mario e meus primos e todos que sempre me ajudaram.

Agradeço ao meu Orientador Dr. Humber Agreli de Andrade quem me motivou, no âmbito mais técnico, a me aprofundar no universo da estatística e aplicá-la à Engenharia de Pesca. Com ele aprendemos muito mais do que ele pode imaginar.

Agradeço aos amigos e cientistas de trabalho que com paciência, conversaram, trocaram muitas ideias e filosofias no laboratório de Modelagem e Estatística (MOE), sejam da graduação ou pós. Especialmente a Adriano, Vívian, Victor, Matheus, Silvaneide e todos do MOE.

Aos amigos, professores, funcionários e coordenador da Biometria Estatística Aplicada, que me capacitaram e alimentaram minha mente com conhecimento o qual seria difícil auferir em outro lugar. Eles permitiram expandir minhas ideias a uma nova esfera.

Agradecimento a Manuela Capello e ao Instituto de pesquisa Francês *L'Institut de recherche pour le développement* (IRD), ao Instituto IFREMER e UMR Marbec , assim como Laurent Dagorn, Fabien Forget, Mariana Tolotti, Roberts, Monique Simier e grandes amigos da França como Taha, Paul, Anais, Ivano e todos mais.

Ao CNPq a UFRPE e ao próprio departamento de Pesca e aquicultura DEPAq que estarão comigo aonde quer que eu vá.

*“Agradeço todas as dificuldades que enfrentei;
não fosse por elas, eu não teria saído do lugar.
As facilidades nos impedem de caminhar.
Mesmo as críticas nos auxiliam muito.”*
(Chico Xavier)

Resumo

Ecossondas são instrumentos que funcionam baseados no princípio da acústica (ondas mecânicas) para a observação remota ou para a detecção de objetos embaixo da água. Particularmente, são muito utilizadas na pesca de cerco industrial, acopladas em boias à deriva, denominadas de Dispositivos de Agregação de Peixes (DAPs). Eles fornecem a localização precisa dos cardumes, além de indicativos de biomassa agregada, diminuindo assim, o tempo de procura e conseqüentemente os custos da operação. Assim, utilizando índices acústicos de ecossondas de baixa energia acoplados em Dispositivos de Agregação de Peixes (DAP) e outras variáveis explicativas, modelou-se a Captura por Unidade de Esforço (CPUE) para os peixes classificados como *bycatch*, tanto no Oceanos Índico como no Atlântico. Apenas três espécies tiveram correlações com os índices acústicos (*Lepidochelys olivacea*, *Uraspis secunda* e *Xiphias gladius*). Devido a baixa correlação, conclui-se que índices de ecossondas comercial, de baixa energia utilizados em Dispositivos de Agregação de Peixes (DAPs) na pesca de cerco industrial para a captura de atuns e afins, não são indicados como variáveis explicativas para estimar a CPUE das espécies classificadas como *bycatch*.

Palavras-chaves: Ecossonda. DAPs (Dispositivo de Agregação de Peixe). MLG (Modelo Linear Generalizado). CPUE.

Abstract

Echo-sound are instruments that operate on the principles of acoustics (waves Mechanical) for remote observation or underwater detection. They are particularly used in industrial purse seine fishing, attached on buoy called Fish Aggregation Devices (FADs). They provide the Precise location of the shoal, as well as indicative of aggregate biomass, thus They decreasing the search time and consequently the costs of the operation. Thus, the echosounder index plus others variables were linear combined for provide CPUE estimation of bycatch fishing on Indian an Atlantic Ocean. Among all species just three had slight correlation with index from telemetric acoustic data (*Lepidochelys olivacea*, *Uraspis secunda* e *Xiphias gladius*), the others had no correlation. Due to the low correlation, it is concluded that low-energy commercial echosounders indices in Fish Aggregation Devices (FAD's) in the industrial purse-seine fishery for the capture of tunas are not indicated as explanatory variables to estimate the CPUE of *bycatch* species classified.

Key-words: Echo-sound. FAD. CPUE. GLM.

Lista de Figuras

Figura 1 – Desenho ilustrativo da EcoSSonda (Marine Instrument®) e os índices (0 à 7) para cada camada com alcance de 150 m (50 camadas) de profundidade.	18
Figura 2 – Série temporal da soma dos índices por camada (3 ^a até a 10 ^a camada) definida para a Zona das espécies classificadas como <i>Bycatch</i> , para um lance correspondente a boia de número 167893 da espécies <i>Uraspis secunda</i> no Oceano Índico, com 8 dias antes da captura para a frequência 50 Khz.	19
Figura 3 – Informação da localização dos lances inserida no modelo para previsão da CPUE, como variável categorizada em um gride de 5° × 5° na latitude e longitude, com letras do alfabeto de A à U e números 1 a 8.	21
Figura 4 – Mapa da distribuição espacial dos lances na pesca de cerco industrial de Atuns no oceano Atlântico e Índico no período de 2014 e 2015. Tonalidades mais escuras representam maiores frequências na ocorrência dos lances na região.	25
Figura 5 – Histograma de densidade da captura (toneladas) por lance da pesca de cerco industrial de Atuns no oceano Atlântico e Índico no período de 2014 e 2015.	26
Figura 6 – Gráfico da captura (toneladas) por lance da pesca de cerco industrial de Atuns no oceano Atlântico e Índico no período de 2014 e 2015, em função da temperatura superficial da água (graus celsius).	27
Figura 7 – Gráfico Boxplot das CPUES (toneladas/lances) da pesca de cerco industrial de Atuns no oceano Atlântico e Índico no período de 2014 e 2015, em função dos meses e dos nomes dos barcos, para o grupo A, B, C e D segundo a classificação de <i>bycatch</i> definida para a pesquisa.	28
Figura 8 – Distribuição espacial das somas das capturas por unidade de esforço (CPUE) da pesca de cerco industrial de Atuns no oceano Atlântico e Índico no período de 2014 e 2015 para cada grupo caracterizado como <i>bycatch</i> e um gride (5° latitude × 5° longitude).	29

Figura 9 – Gráfico de diagnóstico para Modelos Lineares Generalizados selecionado para a espécie <i>Lepidochelys olivacea</i> . Os resíduos foram analisados em quatro plotes diferentes: Residuais vs Ajuste, Q-Q Normal plot, Escala-Localização e Resíduos vs Alavancagem.	36
Figura 10 – Gráfico de diagnóstico para Modelos Lineares Generalizados selecionado para a espécie <i>Lepidochelys olivacea</i> . Distância de Cooks para cada observação e seus pontos de alavancagem.	37
Figura 11 – Gráfico de diagnóstico para Modelos Lineares Generalizados selecionado para a espécie <i>Uraspis secunda</i> . Os resíduos foram analisados em quatro plotes diferentes: Residuais vs Ajuste, Q-Q Normal plote, Escala-Localização e Resíduos vs Alavancagem.	38
Figura 12 – Gráfico de diagnóstico para Modelos Lineares Generalizados selecionado para a espécie <i>Uraspis secunda</i> . Distância de Cooks para cada observação e seus pontos de alavancagem.	38
Figura 13 – Gráfico de diagnóstico para Modelos Lineares Generalizados selecionado para a espécie <i>Xiphias gladius</i> . Os resíduos foram analisados em quatro plotes diferentes: Residuais vs Ajuste, Q-Q Normal plote, Escala-Localização e Resíduos vs Alavancagem.	39
Figura 14 – Gráfico do diagnóstico para Modelos Lineares Generalizados selecionado para a espécie <i>Xiphias gladius</i> . Distância de Cooks para cada observação e seus pontos de alavancagem.	40

Lista de tabelas

Tabela 1 – Distribuições de probabilidade e suas respectivas funções de ligações canônicas.	22
Tabela 2 – MLG simples com todas as variáveis explicativas disponíveis, incluindo as estatísticas das séries temporais combinadas entre (tempo em dias antes da captura/limite da zona <i>bycatch</i> /frequência) para as funções de probabilidades e suas funções de ligações canônicas para a variável resposta $CPUE_{LKV}$ <i>Lepidochelys olivacea</i>	30
Tabela 3 – MLG simples com todas as variáveis explicativas disponíveis, incluindo as estatísticas das séries temporais combinadas entre (tempo em dias antes da captura/limite da zona <i>bycatch</i> /frequência) para as funções de probabilidades e suas funções de ligações canônicas para a variável resposta $CPUE_{USE}$ <i>Uraspis secunda</i>	31
Tabela 4 – MLG simples com todas as variáveis explicativas disponíveis, incluindo as estatísticas das séries temporais combinadas entre (tempo em dias antes da captura/limite da zona <i>bycatch</i> /frequência) para as funções de probabilidades e suas funções de ligações canônicas para a variável resposta $CPUE_{SWO}$ <i>Xiphias gladius</i>	32
Tabela 5 – Significativas variáveis explicativas encontradas na análise de deviance para modelos lineares generalizados ajustados para a variável resposta $CPUE_{LKV}$ no Oceano Atlântico.	33
Tabela 6 – Significativas variáveis explicativas encontradas na análise de deviance para modelos lineares generalizados ajustados para a variável resposta $CPUE_{USE}$ no Oceano Índico.	33
Tabela 7 – Significativas variáveis explicativas encontradas na análise de deviance para modelos lineares generalizados ajustados para a variável resposta $CPUE_{SWO}$ no Oceano Atlântico.	34
Tabela 8 – Estimativa dos parâmetros do modelo MLG para $CPUE_{LSV}$ da espécie <i>Lepidochelys olivacea</i> no Oceano Atlântico com função de distribuição Gama e função de ligação inversa.	40
Tabela 9 – Estimativa dos parâmetros do modelo MLG para $CPUE_{USE}$ da espécie <i>Uraspis secunda</i> no Oceano Índico com função de distribuição Gama e função de ligação inversa.	41

Tabela 10 – Estimativa dos parâmetros do modelo MLG para $CPUE_{SWO}$ da espécie <i>Xiphias gladius</i> no Oceano Índico com função de distribuição <i>Gama</i> e função inversa.	42
---	----

Sumário

1	Introdução	1
2	Revisão de Literatura	3
2.1	Fenômeno em estudo	3
2.1.1	Dispositivos de Agregação de Peixes (DAP).	3
2.1.1.1	O que são DAPs?	3
2.1.1.2	DAPs ancorados	3
2.1.1.3	DAPs flutuantes	4
2.1.2	Peixes agregados ao redor dos DAPs	5
2.1.2.1	Por que os peixes se agregam/associam-se aos DAPs?	6
2.1.2.2	Mecanismos evolutivos que conduzem ao comportamento associativo	7
2.1.3	Exploração dos DAPs pela pesca de cerco industrial	9
2.1.3.1	Breve histórico	9
2.1.4	Características da pesca de cerco industrial	10
2.1.4.1	<i>Target</i> e <i>bycatch</i> espécies	10
2.1.5	Desenvolvimento da tecnologia	11
2.2	Métodos Estatísticos	13
2.2.1	Modelos Lineares Generalizados (MLG)	13
2.2.2	Componente aleatório	14
2.2.3	Componente estrutural ou sistemático	14
2.2.4	Modelagem dos dados	14
2.2.4.1	Estimação dos parâmetros	15
3	Objetivos	16
3.1	Objetivo Geral	16
3.2	Objetivos Específicos	16
4	Metodologia	17
5	Resultados	25
6	Discussão	43
7	Considerações Finais	45
	Referências Bibliográficas	46

1 Introdução

Ecossondas são instrumentos que funcionam baseados no princípio da acústica, sobretudo de ondas mecânicas (som), para a observação remota ou para a detecção de objetos embaixo da água. Elas possuem o feixe acústico direcionado verticalmente para baixo e são muito utilizadas na atividade de pesca em todos os Oceanos (SIMMONDS; MACLENNAN, 2005). Particularmente na pesca de cerco industrial, as ecossondas são acopladas em boias à deriva denominadas de Dispositivos de Agregação de Peixes (DAPs) que indicam a localização do cardume, além de fornecer estimativas da biomassa agregada a partir de sinais acústicos. Embora não sejam precisas, tais estimativas são frequentemente utilizadas pelos pescadores juntamente com a experiência do capitão e informações sobre condições ambientais, capturas de outros navios na mesma área, entre outras, para direcionar as operações, diminuindo o tempo de procura de cardumes e conseqüentemente os custos. Assim, durante a última década, a frota de cerco dirigida aos atuns tem implantado cada vez mais DAPs artificiais nos oceanos (FONTENEAU; PALLARES; PIANET, 2000; GIRARD; BENHAMOU; DAGORN, 2004), os quais, têm aumentado significativamente a eficiência das capturas (MORENO et al., 2016). Estima-se que 50.000 a 100.000 DAPs são implantados anualmente em todos os oceanos (BASKE et al., 2012; SCOTT; LOPEZ, 2014).

Devido ao intenso uso pelos pescadores de cerco industrial, os DAPs com ecossondas acopladas, podem coletar remotamente e ininterruptamente dados sobre a dinâmica dos peixes pelágicos em escala oceânica, que dificilmente poderiam ser auferidos por outros meios científicos (MORENO et al., 2016). Dessa forma, os índices acústicos das ecossondas podem potencialmente ser usados para estimar a biomassa dos peixes associados aos DAPs. De fato, modelos já foram propostos para estimar a abundância dos peixes ao redor dos DAPs a partir de ecossondas científicas (LOPEZ et al., 2016), embora os índices acústicos sejam imprecisos quanto ao comprimento dos peixes e a composição das espécies (e.g. atuns ou fauna acompanhante).

A pesca de cerco industrial é uma das atividades pesqueiras reputadas por capturar um grande volume da fauna acompanhante durante as suas operações. A fauna acompanhante, comumente definida como a captura de espécies não alvo (*bycatch*) e que em muitas vezes não são mantidas a bordo, é uma grande preocupação para a pesca sustentável (ALVERSON, 1994; KELLEHER, 2005). A informação oriunda das ecossondas acopladas

aos DAP's, poderiam ser utilizadas para estimar a abundância relativa de peixes não alvo, classificados como *bycatch*, ao redor dos DAPs antes mesmo de serem capturados.

Nessa perspectiva, essa pesquisa pretendeu estudar a relação de dependência entre a CPUE e os índices de ecossondas acopladas aos DAPs para as espécies classificadas como *bycatch* e gerar um modelo para estimar as capturas por unidade de esforço em função de variáveis telemétricas acústicas.

2 Revisão de Literatura

2.1 Fenômeno em estudo

2.1.1 Dispositivos de Agregação de Peixes (DAP).

2.1.1.1 O que são DAPs?

Diferentes técnicas de pesca tais como pesca de vara, cerco, linha de mão, espinhel ou até mesmo curral, têm sido utilizadas para a captura de atuns. Essas técnicas foram tipicamente empregadas, inicialmente em zonas costeiras, e posteriormente em áreas oceânicas na busca por maiores produtividades. No decorrer do desenvolvimento das pescarias, notou-se que exemplares de várias espécies marinhas agregavam-se em torno de objetos flutuantes perto da superfície em águas tropicais e subtropicais dos oceanos (HALL; ROMAN, 2013). As razões que conduzem ao comportamento de agregação dos peixes ao redor desses objetos são ainda motivo de estudo, mas os pescadores têm se aproveitado do fenômeno há décadas propiciando aumento das capturas.

O termo Dispositivo de Agregação de Peixes (frequentemente referenciado pelo seu acrônimo DAP) alude a alguns tipos de objetos flutuantes utilizados para aumentar a capturabilidade de atuns e afins. Inclui-se objetos naturais (troncos de árvores, galhos, algas flutuantes, água-viva e etc.) e objetos antropogênicos artesanais ou industriais como quadriculados de bambu conectados a uma grande estrutura submersa (como uma rede de pesca velha, por exemplo), cordas, bombonas de água, entre outras.

Pescadores projetaram diversos modelos de DAPs artificiais, que podem ser implantados como dispositivos ancorados ou flutuantes. As técnicas e os modelos vêm sendo desenvolvidos empiricamente na busca pelo aumento da capturabilidade de peixes. O uso dos DAPs artificiais (ancorados ou flutuantes) dependem da área geográfica e do tipo de peixe que se deseja capturar (SAN; PAGES, 1998).

2.1.1.2 DAPs ancorados

DAPs ancorados foram primeiramente documentados no Mediterrâneo e foram introduzidos em áreas tropicais pelos Filipinos. Em 1970 a técnica chegou ao Pacífico (Havaí) com alta taxa de aceitação. Em 1984 já havia mais de 600 DAPs ancorados implantados na região (DÉSURMONT; CHAPMAN, 2000). Atualmente, estes dispositivos

são amplamente difundidos nos oceanos do mundo todo, sendo amplamente utilizados para a pesca de cerco industrial de atuns e afins. Muitos países do Sul da Ásia, da região Caribenha e os que estão às margens do Pacífico Ocidental são conhecidas por terem feito uso desses dispositivos e por manterem programas em curso sobre os DAPs até hoje. Muitos destes programas são concebidos e criados por agências governamentais de pesca para garantir a segurança alimentar e gerar oportunidades para pescadores artesanais e semi-industriais, incluindo atividades diversas como de pesca esportiva (BEVERLY; GRIFFITHS; LEE, 2012).

De modo geral, as estruturas e amarrações dos DAPs requerem alta resistência. Inicialmente, nas Filipinas, os DAPs consistiam em estruturas simples de bambus ou jangadas ancoradas próximas à costa. Enquanto os modernos possuem estruturas flutuantes feitas de aço, alumínio ou fibra de vidro, são ancorados em águas de até 2.500 m de profundidades e são equipados com refletores, radar e luzes geradas por energia solar (ANDERSON; GATES, 1996).

2.1.1.3 DAPs flutuantes

Essencialmente, existem dois tipos de DAP flutuantes, os naturais e os manufaturados pelo homem. Os DAPs naturais são comumente constituídos de pedaço de madeira, troncos de árvore ou galhos à deriva próximos à costa. Por sua vez, os modelos dos DAPs artificiais têm evoluído rapidamente em conjunto com avanços tecnológicos. Diferentes estilos foram manufaturados pelo homem com a finalidade de auxiliar a operação da pesca de cerco na captura de grandes peixes pelágicos. Itano, Fukofuka e Brogan (2004) e Scott e Lopez (2014) descreveram todas as características dos diferentes DAPs utilizados nas frotas americana, europeia, japonesa, coreana e chinesa. Muitos dos DAPs artificiais consistem em estruturas simples e artesanais de bambu, sendo que a parte submersa na água geralmente é uma rede presa ao objeto. A profundidade pode alcançar cerca de 15 a 100 m dependendo do oceano (SCOTT; LOPEZ, 2014). A profundidade das redes submersas utilizadas tem evoluído com o tempo e atualmente é significativamente maior (HALL, 2011). Entretanto, o material flutuante para a confecção dos DAPs também pode ser boias industriais plásticas. Com a preocupação dos impactos ambientais, determinadas empresas estão construindo os DAPs com materiais biodegradáveis ou com materiais especiais que evitem a captura indesejada de tubarões ou tartarugas (geralmente referidas como EcoDAPs). Na maioria das vezes os DAPs são equipados com boias ecosondas que permitem facilmente a localização e a determinação remota (via satélite) da presença e do tamanho da biomassa agregada ao redor deles.

A estimativa de quantos DAPs são lançados nos oceanos no mundo são inexatas.

Alguns autores indicaram que as frotas espanhola, japonesa e americana implantam cerca de 25 a 30 DAPs em cada viagem de pesca, que correspondem de 150 a 180 DAPS implantados por ano (ARTETXE; MOSQUEIRA, 2003; HALL, 2011; ITANO; FUKOFUKA; BROGAN, 2004). Enquanto Baske et al. (2012) estimou uma média de 198 DAPs/ano por cada barco de pesca de cerco. Entretanto, embarcações dos Estados Federados da Micronésia, Papua Nova Guiné e Gana declararam implantarem menos de 100 DAPs por ano (ICCAT, 2004; ITANO, 2004). Baseado nessas controvérsias, Scott e Lopez (2014) realizaram uma pesquisa fundamentada na lista de navios autorizados a pescarem nos oceanos por órgãos responsáveis, estimando um total de 91.000 DAPs implantados, amparado por constatações a campo (BASKE et al., 2012). Quase 60% dos DAPs são implantados no Centroeste do Pacífico, seguindo por 24% no Leste do Oceano Pacífico e em menor escala, 10% no Atlântico e 10% no Índico.

No entanto, muitos dos DAPs utilizados são recuperados, perdidos ou abandonados, reutilizados por pescadores durante suas viagens. Hall (2011) demonstrou que na última década, no Leste do Oceano Pacífico, os pescadores recuperavam e reutilizavam os DAPs com uma relativa frequência de 85 a 95% de vezes. Ainda assim, as organizações regionais para manejo da pesca (Regional Fisheries Management Organizations RFMOs) se mobilizam para o controle da implantação e gestão do uso de DAPs, para que se dispunham de monitoramento global e relatos completos, mais precisos da abundância dos DAPs.

2.1.2 Peixes agregados ao redor dos DAPs

Trezentos e trinta e três diferentes espécies pertencentes a 96 famílias já foram associadas a DAPs (CASTRO; SANTIAGO; SANTANA-ORTEGA, 2002), e diferentes fases de vida também são encontrados (PARIN; FEDORYAKO, 1992), de pós-larva (HUNTER; MITCHELL, 1967) à adultos (KOJIMA, 1956). Entretanto, algumas espécies podem ter fortes relação associativas do que outras espécies ao redor dos DAPs (KINGSFORD, 1993).

Parin e Fedoryako (1992) classificaram a distribuição espacial ao redor dos DAPs em grupos de espécies, baseado na distância em que os mesmos permaneciam aos objetos flutuantes. Fréon e Dagorn (2000) revisaram e propuseram as categorias: intranatantes/extranatantes 0 a 2 m de distância, extranatante/circunatantes 2 a 50 m ou mais. Estes autores indicaram ainda que existe uma considerável sobreposição entre as distribuições desses grupos.

O grupo intranatantes/extranatantes é usualmente composto por pequenos peixes de até 20 cm comprimento furcal (FL-fork length), que vivem muito perto em até 2 m distante dos DAPs. Com frequência se encontra nesse grupo indivíduos juvenis de espécies demersais ou pelágica, tais como *Lobotes surinamensis* ou dourado (*Coryphaena hippurus*).

Os demais estágios ontogenéticos podem estar presentes, desde ovos até a fase adulta. O grupo dos intranatantes é mais diverso comparado com o outro grupo.

No grupo do extranatante/circunatantes os peixes permanecem a uma distância aos DAPs, mais durante o dia, contudo sempre perto das estruturas flutuantes a noite ou quando se assustam. Os principais representantes desse grupo são juvenis de 3 a 12 cm de FL do genero *Caranx*, *Psenes cyanophrys*, indivíduos maiores como Bonito listrado (*Kastuwonus pelamis*), Albacora Laje (*Thunnus albacores*) e Albacora Bandolim (*Thunnus obesus*) e outros peixes de diferentes tamanhos como da família Balistidae (género *Canthidermis*) e cardumes da família Carangidae (*Decapterus macarellus*) fazem ainda parte deste grupo. Espécies podem mudar de um grupo classificado para outro ao longo da sua vida.

Essa classificação baseada na distância dos peixes com relação ao objeto flutuante é subjetiva, e outros aspectos que se relacionam com o comprimento dos peixes (e.g. mobilidade), cor (e.g. camoufflage), estágios ontogenético (e.g. juvenil ou adulto), comportamento social (e.g. cardumes ou solitário), não são levados em consideração (CASTRO; SANTIAGO; SANTANA-ORTEGA, 2002). Portanto Castro, Santiago e Santana-Ortega (2002), sugeriu utilizar outros conceitos para classificar os grupos, considerando ambos os critérios, a distância e o grau de dependência dos peixes aos objetos flutuantes.

2.1.2.1 Por que os peixes se agregam/associam-se aos DAPs?

Atuns e outros peixes ósseos, formam cardumes de diferentes tamanhos. Dessa forma os indivíduos se movimentam coordenadamente e sincronicamente, fazendo com que a soma das partes torna-se um todo coeso (MORENO et al., 2007). Essa agregação em cardume é formada frequentemente em torno de uma atração precursora como objetos flutuantes em locais específicos no oceano (PARRISH; HAMNER, 1997).

Existem dois importantes processos que configuram o comportamento de agregação dos peixes ao redor de objetos derivantes (GIRARD, 2005), é a atração e a retenção de indivíduos. A atração por um grande número de peixes reunidos por um processo de retenção de indivíduos, ou simplesmente uma retenção dos peixes por qualquer que seja a atração mesmo sem a presença de outros indivíduos no local e sua permanência é denominada de tempo de residência (retenção). Perceba que as duas estão correlacionadas de forma interdependente. Essa atração e retenção são cruciais para entender como se forma e se desfaz a agregação, além de entender sua dinâmica.

No caso dos peixes que se associam aos DAPs, ainda não se compreende todo esses processos e dúvidas surgem quanto as seguintes questões: o quão forte é a atração e a retenção para os peixes? Qual é a característica dessa forte atração? Quais os aspectos físicos

e biológicos (ou ambos) de atração para os peixes? Que condições ambientais (biótica ou abiótica) são responsáveis por alto/baixo tempo de residência? Quais as variáveis responsáveis por perturbar esse fenômeno?

Vários experimentos testaram a capacidade do sistema sensorial particular dos peixes para responder a hipótese de como os atratores são detectados (DEMPSTER; KINGSFORD, 2003) por eles. Diferentes estímulos sensoriais podem estar envolvidos no processo de atração como a visão (HUNTER; MITCHELL, 1967), olfato (DEMPSTER; KINGSFORD, 2003), som ou vibrações (GHAZALI et al., 2013), contato e magnetismo (HOLLAND, 1990). Esses mecanismos não são mutuamente exclusivos, e há evidências de que eles podem operar hierarquicamente em um determinado espaço/temporal circunstancialmente (DEMPSTER; TAQUET, 2004).

Vários estudos têm se concentrado em investigar o movimento individual dos peixes incompreensível em torno dos DAPs, e especialmente o tempo de residência, que é importante para entender a dinâmica de agregação (BRILL et al., 1999; CAYRÉ; MARSAC, 1993; DAGORN; BACH; JOSSE, 2000; GIRARD; BENHAMOU; DAGORN, 2004; HOLLAND, 1990; KLIMLEY; HOLLOWAY, 1999; OHTA; KAKUMA, 2005; SCHAEFER; FULLER, 2005). Esses experimentos descrevem a atividade no movimento individual dos peixes ao redor dos DAPs em diferentes escalas espaciais e temporais. Como exemplo, Dagorn, Holland e Itano (2007) mostraram grande tempo de residência em um DAP variando de semanas à meses e por sua vez em um único DAP os peixes permaneceram por horas a dias. Esses trabalhos também sugerem a existência de alguma sincronicidade na partida dos peixes sobre o objeto na escala temporal em dias e consentem a mistura de vários cardumes (em tamanho, espécie, fisiologia ou fenótipos comportamentais) em torno dos DAPs em vez de uma agregação homogênea (DAGORN; HOLLAND; ITANO, 2007; GOVINDEN et al., 2013).

Apesar da variedade de estudos já realizados sobre o comportamento dos indivíduos ao redor dos DAPs, o comportamento associativo permanecem pouco desconhecidos para a maioria das espécies.

2.1.2.2 Mecanismos evolutivos que conduzem ao comportamento associativo

Comportamentos de algumas espécies sugerem que a associação de peixes se dá por processos evolutivos em que condutas são mantidas caso elas resultem em benefícios individuais ou coletivos. Por exemplo, objetos flutuantes podem fornecer refúgios ou abrigo para espécie intra e extrínsecas na fase larval ou até mesmo na fase juvenil (GOODING; MAGNUSON, 1967). Objetos flutuantes podem também desempenhar um papel significativo como habitat na transição da fase de vida do animal favorecendo na

orientação espacial ou como referência de uma colonização temporária. E especialmente para algumas espécies costeiras em que os objetos funcionam como sinônimo de biodiversidade e dissiminação da próle assim como seria em um recife ou outro substrato (FRÉON; DAGORN, 2000; HUNTER; MITCHELL, 1967; KLIMA; WICKHAM, 1971; TAQUET, 2004). Seja qual for essa característica evolutiva, de início o objeto pode fornecer um estímulo visual no oceanos, muitas vezes vago, na busca de alimento como algas que ficam incrustadas ou pequenas presas (GOODING; MAGNUSON, 1967; KOJIMA, 1956; SOEMARTO, 1960). Entretanto essas informações ainda são hipóteses, e há autores que sugerem que a atração é conduzida por outro mecanismo além da alimentação (IBRAHIM et al., 1996). Como no caso dos atuns, o qual sua presença em torno dos DAPs não poderia ser explicada pelo o número de abundância de presas (muito inferior que toneladas). Visto que várias hipóteses tem proposto explicar o comportamento associativo com objetos flutuantes (CASTRO; SANTIAGO; SANTANA-ORTEGA, 2002; FRÉON; DAGORN, 2000), apenas duas são corretamente aceitável na comunidade acadêmica.

A primeira hipótese conhecida como indicadores naturais (HALL et al., 1992; STUNTZ; CENTER, 1981), considera que objetos flutuantes naturais são indicadores da qualidade do ambiente. Essa ideia é baseada no princípio de que tais objetos ocorrem comumente perto de zonas estuarinas devido ao descarte continental ou convergência oceânica, e a associação com objetos flutuantes seriam mantidas pelos peixes ao longo da evolução como áreas produtivas. Assim, os peixes podem utilizar esses objetos flutuantes como indicadores para estarem em contato com áreas produtivas. Em uma pequena escala espacial (100 m e menos de 1 km de distância) não é nítida a relação de presas e predadores, o qual é comum em áreas de convergência produtivas. Entretanto, em mesoescala (de 10 km a 100 km de distância) o número de objetos flutuantes naturais em uma área seria positivamente correlacionada com a sua riqueza. Esta correlação espacial permanece hipotética devido à falta de dados precisos sobre densidades e trajetórias de objetos flutuantes além de indicadores eficazes para avaliar a riqueza de presas em uma área determinada (ROBERT; DAGORN; DENEUBOURG, 2014).

A segunda hipótese, conhecida como ponte de encontro (DAGORN, 1995; FRÉON; DAGORN, 2000), afirma que os atuns podem beneficiar do uso de objetos flutuantes para aumentar a taxa de encontro entre membros da mesma espécie, isoladas ou em pequenos cardumes. Este fenômeno permite a constituição de cardumes maiores, e conseqüentemente melhor eficiência na sobrevivência da espécie. Por exemplo, cardumes maiores apresentam maior eficiência na busca de presas, melhora a defesa contra predadores, e facilita a transferência de informações entre os indivíduos (PITCHER; PARRISH, 1993). Objetos flutuantes podem, por conseguinte, desempenhar um papel importante na dinâmica da formação e dissolução de cardumes. No entanto, mais uma vez, não é óbvio que objetos

flutuantes são mais fáceis de detectar do que membros da mesma espécie. Apesar de um estudo apoiando a hipótese de ponto de encontro para as espécies de pequenos pelágicos como *Selar crumenophthalmus* (SORIA et al., 2009), informações semelhantes sobre o atum estão em falta.

É importante notar que as diferentes hipóteses acima mencionadas não são mutuamente exclusivas e é provável que os peixes se associam ao DAP, devido a uma combinação de fatores. Como efeito, é possível que a detecção das áreas mais ricas por meio da presença de objetos flutuantes naturais é facilitada pela sociabilidade de cardumes de atum (CANONGE; DENEUBOURG; SEMPO, 2011).

2.1.3 Exploração dos DAPs pela pesca de cerco industrial

2.1.3.1 Breve histórico

A pesca de isca viva era tradicionalmente usado pela frota espanhola e francesa para a pesca de atuns em águas temperadas, essas frotas viajaram pela primeira vez ao oeste do Oceano Atlântico a partir do Golfo da Biscaia, via Dakar, e deu início a pesca do atum tropical em 1954 (FONTENEAU, 1977). Na década de 1960, os primeiros navios de cerco com tecnologia de congelamento industrial estavam sendo construídos na Europa.

A primeira captura de grandes atuns e afins pela pesca de cerco ocorreu em meados dos anos 1950 pela frota norte-americana no leste do oceano pacífico (HALL; ROMAN, 2013). Em parte, graças aos avanços tecnológicos, tais como materiais sintéticos para a rede, como o nylon, e power block para a manipulação da rede de cerco que possibilitou evolução dessa atividade para a pescaria de cerco em escala industrial (FRANCIS et al., 1992; MCNEELY, 1961; ORBACH, 1977). Essa inovação se espalhou rapidamente para outros oceanos, o qual inicialmente esse método de pesca dependia exclusivamente na identificação de cardumes livres, até descobrirem que tais cardumes se associavam a objetos flutuantes naturais facilitando a captura. Em 1980 o primeiro artificial DAP foi intencionalmente construído e desenvolvido para pesca. Em 1987 a proporção da captura entorno do DAP era relativamente baixa, porém cresceu de 10% a 80% rapidamente nos anos 1999 (LENNERT-CODY; HALL, 2000).

A pesca de cerco de grandes atuns chegou ao Oceano Índico no início dos anos 1990 depois de campanhas de pesca experimentais bem sucedidas com pesca viva e pesca de cercos da frota Europeia. Naquela época os desembarques de cerco em torno dos DAPs correspondiam cerca de 50% do total das capturas, e foram realizados principalmente em objetos naturais flutuantes (FONTENEAU, 2003). Em meados da década de 1980, os pescadores começaram a construir e implantarem seus próprios DAPs, o que afetou

rapidamente o comportamento e estratégia dos dois principais métodos de captura de grandes atuns e afins da época.

2.1.4 Características da pesca de cerco industrial

Embora a operação a pesca do cerco, é basicamente o mesmo, com o barco em torno do cardume, a rede de cerco tem um comprimento entorno de 1,8 km de comprimento e 250 a 300 m de profundidade que é assessorado pelo barco auxiliar na manobra. Existem diferentes maneiras em detectar e cercar o cardume, o que leva a uma classificação da pesca de cerco dependendo do tipo de detecção. A detecção é possível devido a algumas características peculiares que podem acontecer por causa do comportamento que o cardume faz como a formação de espuma, ou por associação do cardume com objetos flutuantes ou com outros animais (aves marinhas, baleias, tubarão baleia, golfinhos, entre outros). Globalmente, os dois principais métodos da pesca de cerco para grandes atuns, em torno dos DAP ou cardumes livres, resultam em diferentes capturas tanto no âmbito da composição das espécies como no tamanho das espécies capturadas. No leste do Pacífico, uma grande proporção da pesca de cerco é realizada em associação a golfinhos, embora este fenômeno de associação normalmente ocorra somente nesta região (HALL et al., 1992).

Cardumes livres são caracterizados por cardumes de atuns composto por adultos que nadam na superfície sem associação a objetos flutuantes. Esse tipo de pesca é mais susceptível a falhar na operação de cerco do que ao redor dos DAPs, entre 45% de erros na pesca de cardumes livres contra 6% ao redor dos DAPs, estudo realizado para a frota europeia operando no Oceano Índico em 2011 (FLOCH et al., 2012)), além de requerer uma experiência e uma habilidade particular do capitão de pesca nesse tipo de operação. Considerando cardumes livres pode-se afirmar que eles facilmente podem escapar e até mesmo afundar quando estão a ser perseguidos, atuns associados ao DAP raramente escapam quando cercado a rede, resultando em taxas de captura maiores e de grande sucessos.

2.1.4.1 *Target e bycatch* espécies

Atum tropical são amplamente distribuídos por todo os oceanos do mundo, geralmente em águas entre 45 graus norte e sul do equador. Eles são agrupados taxonomicamente na família dos escombrídeos, que inclui cerca de 50 espécies. As espécies mais importantes para a pesca à base de DAP de cerco são Bonito Listrado, Albacora Laje e Albacora Bandolim, que mostram diferenças na sua forma, coloração, anatomia interna, tamanhos, parâmetros biológicos e comportamentais.

A captura acessória, comumente definida como a captura de espécies não alvo ou espécies que não são mantidas a bordo, é uma grande preocupação para a pesca sustentável (ALVERSON, 1994; KELLEHER, 2005). Ela pode ser caracterizada de forma diferente, dependendo do contexto. No contexto da pesca de cerco, alguns estudos também consideram como *bycatch* os pequenos exemplares da espécie alvo (Bonito Listrado, Albacora Laje e Albacora Bandolim) ou outras espécies de menor interesse econômico (AMANDÉ et al., 2008). Normalmente, o *bycatch* para pesca de cerco se divide em seis categorias: atum com exceção de espécies alvo, os peixes ósseos, espadartes (Istiophoridae, Xiphiidae), tubarões (Carcharhinidae), raias (Dasyatidae, Myliobatidae) e tartarugas marinhas (Cheloniidae) (HALL; ALVERSON; METUZALS, 2000). Entre peixes ósseos há uma vasta gama de espécies como: triggerfish oceânico (*Canthidermis maculatus*, Balistidae), Arabaiana azul (*Elagatis bipinnulata*, Carangidae), Dourado, Cavala (*Acanthocybium solandri*, Scombridae); que são associados a comportamentos agregativos em objetos flutuantes naturais (e.g. troncos de árvores) ou artificiais (e.g. boias, balsas), em águas oceânicas. Nos últimos anos, muitas dessas espécies de menor valor econômico têm sido cada vez mais capturadas e vendidas, principalmente nos mercados locais em Madagascar e Costa do Marfim (CHAVANCE et al., 2011).

Bycatch (espécies não alvo) na pesca de cerco é maior quando a pesca é realizada em torno dos DAPs do que na pesca de grandes cardumes livres (HALL; ROMAN, 2013; ROMANOV, 2002). O total da taxa de captura para a pesca em torno do DAP globalmente, foi estimado entre 5 a 10%, já para a pesca de grandes cardumes livres estima-se entre 1 a 2%. Isto significa que a biomassa média do *bycatch* capturada ao redor dos DAPs foi de aproximadamente 30.000 toneladas por ano para o Atlântico e Índico em 2012 (FONTENEAU; CHASSOT; BODIN, 2013).

2.1.5 Desenvolvimento da tecnologia

Desde 1980, ocorreram muitas mudanças na tecnologia da pesca e estratégia operacional, todas as artes de pesca foram afetadas potencialmente pela pesca de cerco industrial destinados a atuns tropicais. Foram identificados 23 elementos que contribuíram para melhorar a eficiência significativamente na pesca de cerco, alguns deles diretamente relacionados com a utilização de DAP. Extensa informação sobre cada um dos fatores são fornecido em Itano (1998), Itano (2004) e Scott e Lopez (2014).

Os principais avanços técnicos e tecnológicos, como o uso de helicópteros (limitado a certas regiões do Pacífico), radares de aves, sonar, navios de abastecimento, boias com ecossondas, ou sistemas hidráulicos (Powe block), aumentam a vulnerabilidade dos peixes a serem detectados e capturados pelos navios ou contribuem para reduzir a ação da procura

de peixes. Estes avanços tecnológicos implicam em um aumento de 3% em média anual do esforço da pesca na pesca de cerco do Atlântico e Índico (FONTENEAU; GAERTNER; NORDSTROM, 1999; GASCUEL; FONTENEAU; FOUCHER, 1993; AYALA, 2004). As melhorias na tecnologia tendem a serem abruptas e repentinas do que suaves e constantes entre os anos.

Antes do uso generalizado de DAPs (1980 a 1995), a maioria das modificações na tecnologia para a pesca de cerco industrial, foram impulsionadas pelo desejo de melhorar a taxa de sucesso da pesca sobre cardumes livres, e conseqüentemente na capacidade de armazenar e carregar logisticamente as grandes capturas (ITANO, 1998). Por sua vez, os desenvolvimentos tecnológicos ao longo dos últimos 20 anos têm-se concentrado no aumento do número de capturas produtivas durante uma viagem de pesca e no aumentar da taxa de captura sobre os DAPs. Uma delas são as boias com Ecossondas, que tem especial interesse para o presente estudo.

Dispositivos eletrônicos marinhos e tecnologia de Ecossondas em particular, rapidamente foram aperfeiçoados ao longo dos últimos 30 anos. As mudanças mais notáveis ocorreram na área de detecção (otimizando o alcance e a privacidade do sinal), a localização, a duração da bateria, e as estimativas remotas de abundância de atum sob DAPs.

Incorporação de tecnologia GPS nas boias de rádio à deriva na década de 1990 revolucionou a pesca de cerco, resultando em uma expansão das áreas de pesca (AYALA, 2004). Esta expansão parece mais evidente desde a introdução das boias com Ecossondas na pesca em meados dos anos 2000. Desde então, o número do conjunto de objetos flutuantes por metro quadrado prospectados e explorados pela frota espanhola quase dobrou, tanto no Oceano Atlântico (MOLINA; ARESO; ARIZ, 2010) como no Oceano Índico (LOPEZ et al., 2014).

Baske et al. (2012) reuniu informações sobre a quota de mercado, a produção recente com o aumento da demanda pelas boias rastreados por satélite a partir dos cinco principais fornecedores desta tecnologia, se estima uma produção de 47.500 a 70.000 de boias por ano, o que representa uma alta proporção da estimativa anual implantada nos Oceanos. Dessa forma, esses Dispositivos de Agregação de Peixes DAPs representam uma factível ferramenta que poderia remotamente coletar ininterruptamente dados correspondente à vida de peixes pelágicos em escala global, que não podem ser auferidos por outros meios científicos. Assim como os DAPs fornecem aos pescadores acesso mais fácil dos peixes, eles podem fornecer fundamentais dados para a comunidade científica (MORENO et al., 2016). O qual, o presente trabalho explora o uso destes dados de pesca regulares para estudos científicos.

2.2 Métodos Estatísticos

2.2.1 Modelos Lineares Generalizados (MLG)

O Modelo Linear Generalizado (MLG) é assim chamado porque generaliza os clássicos modelos lineares baseados no pressuposto da normalidade. Essa generalização tem dois aspectos: primeiro com respeito a regressão linear, esses modelos não restringem apenas a distribuição normal, podem assumir qualquer distribuição que pertença a família exponencial; o outro aspecto envolve transformações da média chamada função de ligação, que permite uma maior versatilidade entre a relação funcional da média da variável resposta com o predito linear.

O surgimento e o desenvolvimento da teoria estendem mais de um século. Desde [Fisher \(1934\)](#), onde muitas das distribuições comumente conhecidas, foram definidas como membro de uma família chamada Família Exponencial. Até no final de 1972, quando já se conhecia a síntese desses vários modelos ([LINDSEY, 1971](#)) e a função de verossimilhança ([FISHER, 1922](#)), [Nelder e Baker \(1972\)](#), deram os primeiros passos em unificar a teoria de modelos estatísticos e em particular modelos de regressão, publicando seu artigo sobre modelos lineares generalizados, no qual eles demonstram, o quanto a maior parte dos modelos comuns de regressões lineares da clássica estatística, eram de fato membros de uma família e poderiam ser trados da mesma forma. Além disso, verificaram que a estimativa de máxima verossimilhança para todos esses modelos poderiam ser obtidos utilizando o mesmo algoritmo (Iterated Weighted Least Squares – IWLS).

Os modelos lineares generalizados são uma extensão do modelo linear clássico

$$Y = Z\beta + \epsilon$$

onde Z é uma matriz de dimensão $n \times p$ de especificação do modelo (em geral a matriz de covariáveis X com um primeiro vetor unitário), associada a um vetor $\beta = (\beta_1, \dots, \beta_p)^T$ de parâmetros, e ϵ é um vetor de erros aleatórios com distribuição que se supõe $N_n(0, \sigma^2 I)$ por exemplo.

Estas hipóteses implicam obviamente que $E(Y | Z) = \mu$ com $\mu = Z\beta$, ou seja, o valor esperado da variável resposta é uma função linear das *variáveis independentes* ou também chamadas como *covariáveis*, que podem ser de qualquer natureza: contínua, discreta, qualitativa de natureza ordinal ou dicotômica.

A extensão mencionada é feita em duas direções. Por um lado, a distribuição considerada não tem de ser normal, podendo ser qualquer distribuição da família exponencial; por outro lado, embora se mantenha a estrutura de linearidade, a função que relaciona o

valor esperado e o vetor de covariáveis pode ser qualquer função diferenciável. Assim os MLG são caracterizados pela seguinte estrutura:

2.2.2 Componente aleatório

Dado o vetor de covariáveis x_i as variáveis Y_i são independentes com distribuição que pertence à família exponencial da forma

$$f(y_i, \theta_i, \phi_i) = \exp[\phi y_i \theta_i - b(\theta_i) + c(y_i, \phi)]$$

para $i = 1, \dots, n$ em que y_i é a variável de interesse e $b(\theta_i)$ e $c(y_i, \phi)$ são funções características. O parâmetro θ é dito ser o parâmetro de localização e ϕ é o parâmetro de dispersão, ambos relacionados à variância.

2.2.3 Componente estrutural ou sistemático

O valor esperado μ_i está relacionado com o predito linear $\eta_i = z_i^T \beta$ através da relação

$$\mu_i = h(\eta_i) = h(z_i^T \beta), \quad \eta_i = g(u_i),$$

onde h é uma função monótona e diferenciável, $g = h^{-1}$ é a função de ligação, β é um vetor de parâmetros de dimensão p e z_i é um vetor de especificação de dimensão p , função do vetor de covariáveis x_i .

A escolha da função de ligação depende do tipo de resposta e do estudo particular que se está a fazer. Tem especial interesse a situação em que o predito linear coincide com o parâmetro canônico, isto é, $\theta_i = \eta_i$, o que implica que $\theta_i = z_i^T \beta$. A função de ligação correspondente chama-se função de ligação canônica.

2.2.4 Modelagem dos dados

A metodologia para modelar os dados através de um MLG segue em três passos (DOBSON; BARNETT, 2008):

1. Formulação do modelo;
2. Ajuste do modelo;
3. Seleção e validação do modelo.

Na formulação do modelo é importante levar em consideração a escolha da distribuição da variável resposta. Para isso é necessário uma análise cuidadosa dos dados, por

vezes pode haver a necessidade de se usar transformações. Assim, uma análise preliminar, é fundamental para que se possa fazer uma escolha adequada da família de distribuições a considerar. Ainda na formulação, é importante a escolha das variáveis respostas e a formulação apropriada da matriz das variáveis respostas, levando em conta a natureza do problema em estudo. E por fim a escolha da função de ligação compatível com a distribuição do erro proposto para os dados.

A fase de seleção e validação dos modelos tem por objetivo encontrar submodelos com desempenho satisfatório segundo os critérios considerados, ainda que contenham um número moderado de parâmetros, detectar discrepâncias e os valores preditos, averiguar observações extremas ou influentes. Na escolha dos modelos adequados se considera pelo menos três fatores: adequabilidade, parcimônia e fácil interpretação.

2.2.4.1 Estimação dos parâmetros

A estimação dos coeficientes dos modelos lineares generalizados se dá por meio da maximização da função de log-verossimilhança. Porém a maximização da log-verossimilhança necessita de métodos numéricos. [Cordeiro e Demétrio \(2008\)](#) sugerem o processo iterativo de otimização chamado de Newton-Raphson. É importante ressaltar que o algoritmo iterativo de Newton-Raphson, se baseia no método dos mínimos quadrados ponderados, e que a matriz de pesos visa assegurar os resíduos do modelo proposto sejam homocedásticos.

3 Objetivos

3.1 Objetivo Geral

Desenvolver um modelo de estimação da Captura por Unidade de Esforço (CPUE) de peixes classificados como *bycatch*, a partir de índices de eco sondas acopladas a boia (DAP – Dispositivos de Agregação de Peixes) a deriva nos Oceanos Índico e Atlântico.

3.2 Objetivos Específicos

- i. Avaliar a relação de dependência entre CPUE com índices de eco sonda e outras variáveis independentes através de modelos lineares generalizados (MLG);
- ii. Estimar parâmetros e ajustar um modelo para a relação entre a CPUE e os índices acústicos providos pelas eco sondas acopladas aos DAPs;
- iii. Explorar o potencial de predição do modelo a partir dos índices acústicos das eco sondas e outras variáveis independentes.

4 Metodologia

- *Banco de dados*

Dois diferentes bancos de dados foram utilizados no trabalho e são descritos abaixo, sendo o primeiro de origem governamental e o segundo de empresas particulares.

O primeiro é o banco de dados do programa de observador a bordo Francês do *L'Institut de recherche pour le développement* (IRD) da frota de cerco industrial francesa destinado a capturar atuns exclusivamente ao redor dos Dispositivos de Agregação de Peixes (DAPs), no período de 2014 à 2015 tanto no Oceano Atlântico como no Índico. As informações nele contidas, correspondem a captura (em toneladas) por lances ao redor dos DAPs discriminado por espécie (91 espécies), além de outras informações adicionais como: temperatura superficial da água, a localização por GPS, o momento da captura em hora, mês e ano para cada lance, o nome do barco em operação, o nome do observador a bordo, a Zona Econômica Exclusiva (ZEE) no momento da captura, número de identificação da boia, entre outras variáveis detalhadas na sessão “descrição das variáveis” abaixo.

O segundo, são dados telemétricos acústicos monitorados em tempo real pelos pescadores de forma remota. Essas boias satélites com ecosondas comerciais MI3 e MI4 (Marine Instrument®) operam em três frequências 50 Khz, 120 Khz e 200 Khz e dois ganhos (1 e 3) que correspondem a amplificação dos sinais. A principal informação são índices discretos (0 à 7) referente a abundância de peixes em baixo da água por camada de profundidade. São dispositivos eletrônicos simples de baixa energia, comparados com ecosondas científicas, que têm alcance de 150 m de profundidade. A cada 3 metros caracteriza-se por uma camada, totalizando em 50 camadas de profundidade. Assim para cada boia teremos uma série temporal da soma dos índices das camada (Figura 1) com intervalos que varia entre 2 hora (quando o barco está em operação de pesca) à 12 horas (em modo *stand-by*) dependendo da atividade dos pescadores, com a finalidade de economizar a energia da bateria uma vez que elas são alimentadas por painéis solares. Além disso, também encontra-se no banco de dados telemétrico acústico, informações da localização das boias, a hora, mês e ano a cada momento em que o sinal foi enviado via satélite, número de identificação da boia, entre outras informações, as quais servem de referência para cruzar as informações de ambos os bancos de dados e identificar cada lance. Outras informações detalhadas estarão na sessão “descrição das variáveis” abaixo.

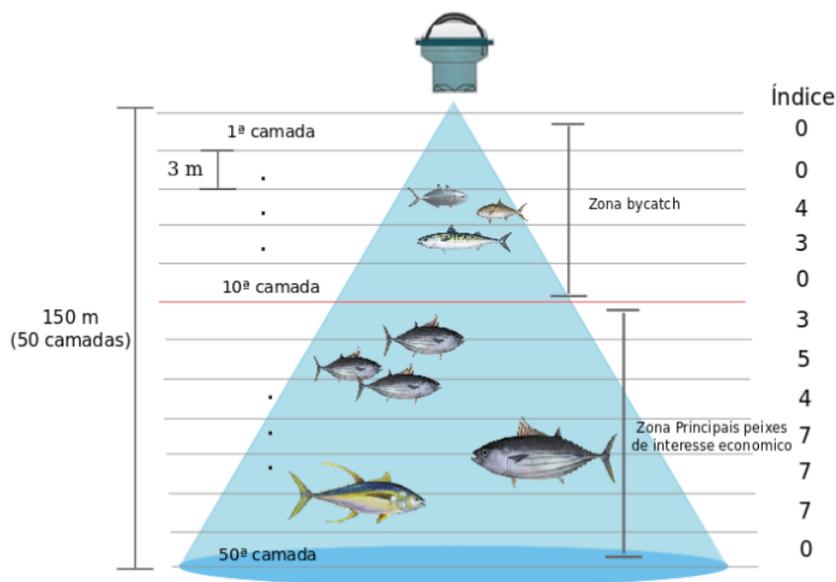


Figura 1 – Desenho ilustrativo da Ecossonda (Marine Instrument®) e os índices (0 à 7) para cada camada com alcance de 150 m (50 camadas) de profundidade.

Como os bancos de dados têm origens diferentes, ambos foram processados, analisados e uniformizados em escalas similares para serem estudados. A combinação do número de identificação da boia, o mês e a hora da captura, foi utilizada para identificar os lances em ambos os bancos de dados, considerando assim, as boias que foram utilizadas mais de uma vez pela frota pesqueira como diferentes lances para a pesquisa.

- *Processamento dos dados*

Para minimizar eventuais erros amostrais ou possíveis equívocos de algum observador a bordo, valores discrepantes da taxa de captura foram excluídos do banco de dados, assim, alguns valores incongruentes que se distanciavam muito do esperado para a CPUE foram eliminados, especificamente para cada espécie em cada Oceano. Apenas 91 observações foram consideradas como *outliers* através do método de boxplot descrito em [Hawkins, Bradu e Kass \(1984\)](#). Além disso, 874 linhas com valores faltantes (representada por símbolo NA) também foram removidas.

Para o banco de dados das ecossondas acopladas aos DAPs, os índices de cada camada foram somados até uma determinada profundidade classificada como zona do *bycatch* (Figura 1). Segundo o estudo realizado por [Forget et al. \(2015\)](#), para pequenos peixes ósseos, essa zona do *bycatch* está entre as dez primeiras camadas de profundidade (30 à 40 m), o qual comprova o comportamento vertical de alguns peixes utilizando *tagged*

eletrônicos por 24 horas. Como esse limite da zona do *bycatch* não é constante em diferentes períodos do ano e nem para diferentes espécies, esse estudo considerou a profundidade limite dessa zona uma variável que abrange da 10^a até a 17^a camada, ou seja de 30 m até 51 m de profundidade. As duas primeiras camadas foram desconsideradas, devido a imprecisão ocasionada pela alta temperatura da superfície da água ou devido aos ruídos das ondas sobre os DAPs interferindo no resultado telemétrico acústico nos primeiros metros de profundidade.

Os índices por camada são emitidos em intervalos de 2 horas pelas eco sondas, dessa forma têm-se séries temporais ao longo de um intervalo de tempo. Assim, uma outra variável considerada no modelo, foi o tamanho dessa série temporal da soma dos índices das camadas correspondentes a zona do *bycatch* ao longo do tempo. Séries muito longas ou muito curtas resultam em índices que não refletem a abundância relativa no exato momento das capturas. Sabe-se que a operação de cerco industrial demora entre 6 à 3 horas cercando o cardume e capturando os indivíduos, assim, se considerou séries da soma das camadas dos índices entre 8, 6, 4 e 2 dias até 3 horas antes do exato momento da pesca. Em seguida obteve-se estatísticas como valor máximo, média, mediana, desvio padrão, coeficiente de variação para cada série temporal, portanto para cada lance de pesca (Figura 2).

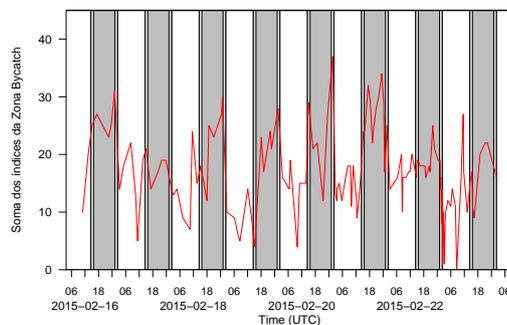


Figura 2 – Série temporal da soma dos índices por camada (3^a até a 10^a camada) definida para a Zona das espécies classificadas como *Bycatch*, para um lance correspondente a boia de número 167893 da espécie *Uraspis secunda* no Oceano Índico, com 8 dias antes da captura para a frequência 50 KHz.

- *Classificação de bycatch*

Bycatch foi definido, para os propósitos desse estudo, como a pesca acessória incidental de peixes não alvos, descartados a bordo como: diversos peixes ósseos (*Canthidermis maculata*, *Elagatis bipinnulata*, *Coryphaena hippurus*, entre outros), agulhões (*Istiophoridae*, *Xiphiidae*), tubarões (*Carcharhinidae*), raias (*Dasyatidae*, *Myliobatidae*) e tartarugas

marinha (*Cheloniidae*); bem como espécies alvos *target fish* de pequeno tamanho e outras espécies de atuns de menor interesse econômico. Dessa forma eles foram caracterizados em quatros grupos detalhados abaixo:

- i. *Grupo (A)* pequenos peixes ósseos (e.g. *Uraspis secunda*, *Canthidermis maculata*, *Elagatis bipinnulata*, *Coryphaena hippurus*, entre outros) desconsiderando espécies de atuns;
- ii. *Grupo (B)* espécies alvos da pesca de cerco industrial (*target fish*) com tamanho pequeno de mercado como: Bonito listrado (*Katsuwonus pelamis*) menores que 1,8kg; Albacora laje (*Thunnus albacares*) e Albacora bandolim (*Thunnus obesus*) menores que 3Kg;
- iii. *Grupo (C)* outras espécies de atuns (e.g. *Auxis thazard*, *Euthynnus alletteratus*, *Auxis rochei* and others) e agulhões (*Xiphias gladius*) de menor valor econômico.
- iv. *Grupo (D)* elasmobrânquios, tartarugas marinhas (*Lepidochelys olivacea*) e cetáceos;

No contexto da pesca de cerco industrial, o esforço foi definido para essa pesquisa como: cada lance em que a rede imergiu na água. Assim, três de todas as espécies classificadas como *bycatch* de ambos os Oceanos foram selecionadas, levando em consideração a forte correlação entre a variável resposta, Captura por Unidade de Esforço por espécie (CPUE), e as variáveis explicativas. Foram elas: *Lepidochelys olivacea* para o Oceano Atlântico, *Uraspis secunda* do Oceano Índico e *Xiphias gladius* para o Oceano Atlântico.

- *Variáveis*

A **variável resposta** para a pesquisa foi a captura da pesca de cerco industrial ao redor do DAP por unidade de esforço (CPUE), em que a biomassa capturada está em toneladas e o esforço foi cada lance operacionalizado pelo barco, como definido anteriormente. Dessa forma, a unidade da CPUE está em toneladas/lances. Com a finalidade de alcançar o objetivo final do trabalho, as CPUEs foram calculadas, segundo a classificação de *bycatch* nos dois oceanos, para as espécies com maiores correlações com os índices acústicos.

As **variáveis explicativas** foram divididas em dois grupos, apenas para facilitar a compreensão dos seus efeitos sobre a variabilidade da variável dependente nessa pesquisa. No primeiro grupo, seriam as estatísticas aferidas da série temporais das somas dos índices das camadas pertencentes à zona do *bycatch*, dias antes da captura (Figura 2). Tais estatísticas aferidas, foram: a média, mediana, desvio padrão (*sd*), coeficiente de variação ($cv = média/sd$), valor máximo e mínimo da série temporal das amostras extraídas do

- *Modelo*

O Modelo Linear Generalizado (MLG) foi utilizado para mensurar a relação de dependência da CPUE das espécies classificadas como *bycatch*, com as variáveis independentes para estimar a captura a partir dos índices de ecosondas acoplados aos DAPs da pesca de cerco industrial.

$$g[E(y_i)] = \mathbf{X}_i^T \beta_i$$

onde $g[\cdot]$ é a função de ligação, $E(y_i)$ é o vetor esperado da variável resposta (CPUE), \mathbf{X}_i^T é a matriz transposta cujos elementos são constantes para diferentes níveis da variável categórica ou valores contínuos para a variável numérica e por fim β_i é o vetor de parâmetros para i observação.

O fenômeno estudado (CPUE) tem característica em apresentar assimetria positiva. Portanto, duas potenciais distribuições foram testadas: **Gama e Normal inversa**; as quais foram analisadas com as respectivas funções de ligação canônica Tabela 1.

Tabela 1 – Distribuições de probabilidade e suas respectivas funções de ligações canônicas.

Gama	Normal inversa
Inversa	Quadrática Inversa
$\frac{1}{\mu}$	$\frac{1}{\mu^2}$

- **Seleção do modelo**

A seleção das principais variáveis que melhor explicaram a variabilidade da variável resposta (CPUE) foram baseados nos modelos com menor deviance ou, equivalentemente, máxima log-verossimilhança, obtendo um modelo “base” (modelo simples sem interação) com as variáveis explicativas de maior efeito. Em seguida interações de primeira ordem foram incluídas uma a uma no modelo e mantidas quando reduziam significativamente a deviance ($\alpha = 5\%$) em testes da razão de verossimilhança (TRV) entre os modelos com e sem cada um dos termos. Neste contexto, o TRV foi utilizado para comparar a qualidade do ajuste de dois modelos M_0 e M_1 , sendo M_0 um caso particular de M_1 . Assim, dadas as hipóteses:

$$H_0 : \beta = \beta_0 = \begin{bmatrix} \beta_1 \\ \vdots \\ \beta_q \end{bmatrix} \quad H_1 : \beta \neq \beta_1 \neq \begin{bmatrix} \beta_1 \\ \vdots \\ \beta_p \end{bmatrix}$$

com $q < p < N$. Para testar H_0 contra H_1 , o TRV utiliza como estatística $2[l(b_1; y) - l(b_0; y)] \sim \chi^2_{(n-p)}$ onde l é a log-verossimilhança do modelo e b_0 e b_1 são, respectivamente, as estimativas de máxima verossimilhança de β_0 e β_1 (DOBSON; BARNETT, 2008).

Posteriormente, buscando obter um modelo parcimonioso, bem ajustado e com um número reduzido de parâmetros, utilizou-se o método *stepwise*. Iniciado o método com um modelo simples sob as principais variáveis explicativas em avaliação, excluindo variáveis e interações entre elas não significativas (teste de verossimilhança), tendo o menor valor do Critério de Informação de Akaike (AIC) (AKAIKE, 1992; BURNHAM; ANDERSON, 2002) como critério de seleção. No entanto, para balancear o viés e a variância dos modelos, o AIC penaliza a verossimilhança pelo número de parâmetros dos mesmos, e é dado por

$$AIC = -2l(\hat{\beta}) + 2p$$

em que p denota o número de parâmetros do modelo investigado e $l(\hat{\beta})$ o logaritmo da sua função de verossimilhança avaliada no seu máximo. Nesse caso, o critério consiste em encontrarmos o modelo que tenha o menor AIC, ou seja, um modelo parcimonioso, ou em outras palavras, que esteja bem ajustado e tenha um número reduzido de parâmetros.

O grau do ajuste do modelo ao conjunto de dados foi analisado pelo coeficiente de determinação (R^2). Como o R^2 é uma função não decrescente do número de variáveis explicativas presentes no modelo, utilizou-se o coeficiente de determinação ajustado (R^2_{adj}). Assim, foi possível comparar modelos compostos com diferentes números de variáveis explicativas como um dos critérios de decisão para a seleção.

$$R^2_{adj} = 1 - (1 - R^2) \frac{n - 1}{n - k}$$

onde

$$R^2 = 1 - \frac{SQE_{\hat{y}}}{SQT_{\hat{y}}}$$

Em que n é o tamanho da amostra, k o número de variáveis explicativas, $SQE_{\hat{y}}$ é a soma dos quadrados dos resíduos e $SQT_{\hat{y}}$ é a soma de quadrados totais do modelo com o valor médio, o intercepto.

• Diagnóstico e Ajuste do modelo

O processo de escolha do modelo adequado, está relacionado com a qualidade do ajuste dos modelos, ou seja, com a verificação de possíveis afastamentos das suposições feitas para o modelo. Tal etapa, conhecida como análise de diagnóstico, se baseia na análise de medidas que expressam as discrepâncias entre os valores observados y_i e seus valores

ajustados $\hat{\mu}_i$, denominadas de resíduos (COX; SNELL, 1968). Segundo CORDEIRO e Neto (2004), os resíduos são usados para explorar a adequação do modelo ajustado com respeito à escolha da função de variância, da função de ligação e do pressuposto do predito linear. Além disso, eles também são úteis na identificação de observações atípicas que destoam do conjunto de dados. Dessa forma, depois da seleção do melhor modelo, a avaliação do seu ajuste foi realizado através de plotes de diagnóstico de análise residual em quatro diferentes gráficos: Resíduos \times Ajuste, Normal Q-Q plote, Escala-Local e Resíduos \times Alavancagem.

- **Procedimento Computacional**

Todas as análises foram realizadas através do software R versão 3.3.1 R Development CORE-TEAM (R Core Team, 2017) utilizando os *packages*: “lubridate” (GROLEMUND; WICKHAM, 2011), “rworldmap” (SOUTH, 2011), “mapdata” (BECKER; BROWNRIGG., 2016), “maps” (BECKER; MINKA; DECKMYN., 2017), “fields” (Douglas Nychka et al., 2015), “SDMTools” (VANDERWAL et al., 2014), “GISTools” (BRUNSDON; CHEN, 2014), “plyr” (WICKHAM, 2011).

5 Resultados

- *Análise Exploratória*

As observações no banco de dados consistem em 2.436 lances no período de 2014 e 2015, os quais são 1.302 para o ano de 2014 e 1.134 para o ano de 2015. Frequências maiores dos lances foram encontradas para o Oceano Atlântico (1.870 lances) do que o Índico (566 lances) em todos os grupos de *bycatch* classificados anteriormente.

Entre todos os 17 barcos que pescaram e os 43 observadores que trabalharam em ambos os Oceanos nos respectivos anos, apenas 14 barcos e 11 observadores são frequentes nos dados em pelo menos 8 meses no ano. Quanto ao horário dos lances, a maioria foi realizada durante a noite, 1.498 (Atlântico 1.053 e Índico 445), contra 938 lances no dia (Atlântico 817 e Índico 121). A temperatura da superfície da água em média para o Atlântico foi de 26,73 C° ($\pm 1,79$) e no Índico 27,68 C° ($\pm 1,57$). Os limites geográficos dos lances se estendem desde a costa da Mauritânia (18,88° latitude Norte, 27,40° longitude Oeste) até a Angola (12,22° latitude Sul, 13,42° longitude Leste) no Atlântico, já para o Índico ao norte da Somália (6,60° latitude Norte, 69,37° longitude Leste) até o Sul do canal de Moçambique (11,12° latitude Sul, 41,58° longitude Leste) Figura 4.

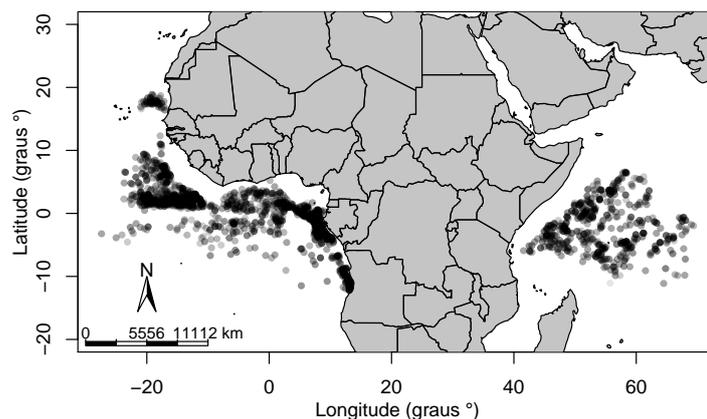


Figura 4 – Mapa da distribuição espacial dos lances na pesca de cerco industrial de Atuns no oceano Atlântico e Índico no período de 2014 e 2015. Tonalidades mais escuras representam maiores frequências na ocorrência dos lances na região.

Buscando entender melhor as relações entre a variável resposta e as variáveis explicativas, como caráter exploratório as CPUEs de cada grupo classificado de *bycatch*

foram correlacionados com as demais covariáveis. Os histogramas das capturas por lances da frota de cerco industrial mostraram uma assimetria positiva (Figura 5) para todos os grupos, tendo média de 0,56 toneladas/lance ($\pm 0,71$) para *Grupo A*, 2,23 toneladas/lance ($\pm 4,00$) para *Grupo B*, 0,76 toneladas/lance ($\pm 2,43$) para *Grupo C* e 0,09 toneladas/lance ($\pm 0,24$) para *Grupo D*.

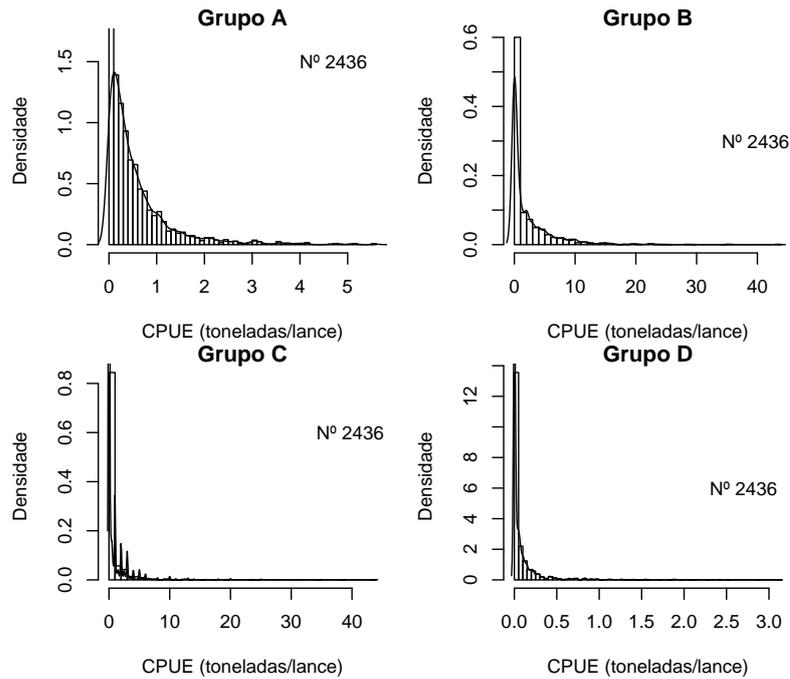


Figura 5 – Histograma de densidade da captura (toneladas) por lance da pesca de cerco industrial de Atuns no oceano Atlântico e Índico no período de 2014 e 2015.

A Figura 6 representa as CPUEs para cada grupo classificado de *bycatch* em função da temperatura de superfície. O teste de correlação de Pearson determinou uma ausência de correlação (P-valor=0,002, $\alpha = 0,05$) com um intervalo de confiança de 0,02 à 0,10. Entretanto, devido à importância da temperatura para o estudo da CPUE na avaliação de estoque (ARREGUÍN-SÁNCHEZ, 1996), foi mantida no modelo.

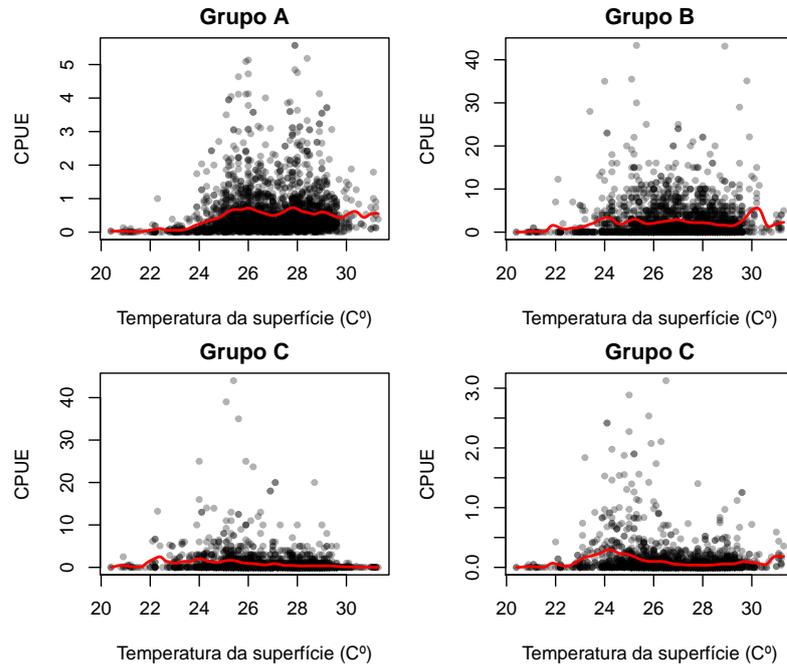


Figura 6 – Gráfico da captura (toneladas) por lance da pesca de cerco industrial de Atuns no oceano Atlântico e Índico no período de 2014 e 2015, em função da temperatura superficial da água (graus celsius).

Analisando a CPUEs em função do período do ano e por nome dos barcos Figura 7, observa-se alguns valores discrepantes, porém os valores das medianas no boxplot permaneceram relativamente próximos ao longo dos meses entre $0,34 \pm 0,13$ tonelada/lance e para as capturas de diferentes barcos entre $0,36 \pm 0,10$ tonelada/lance.

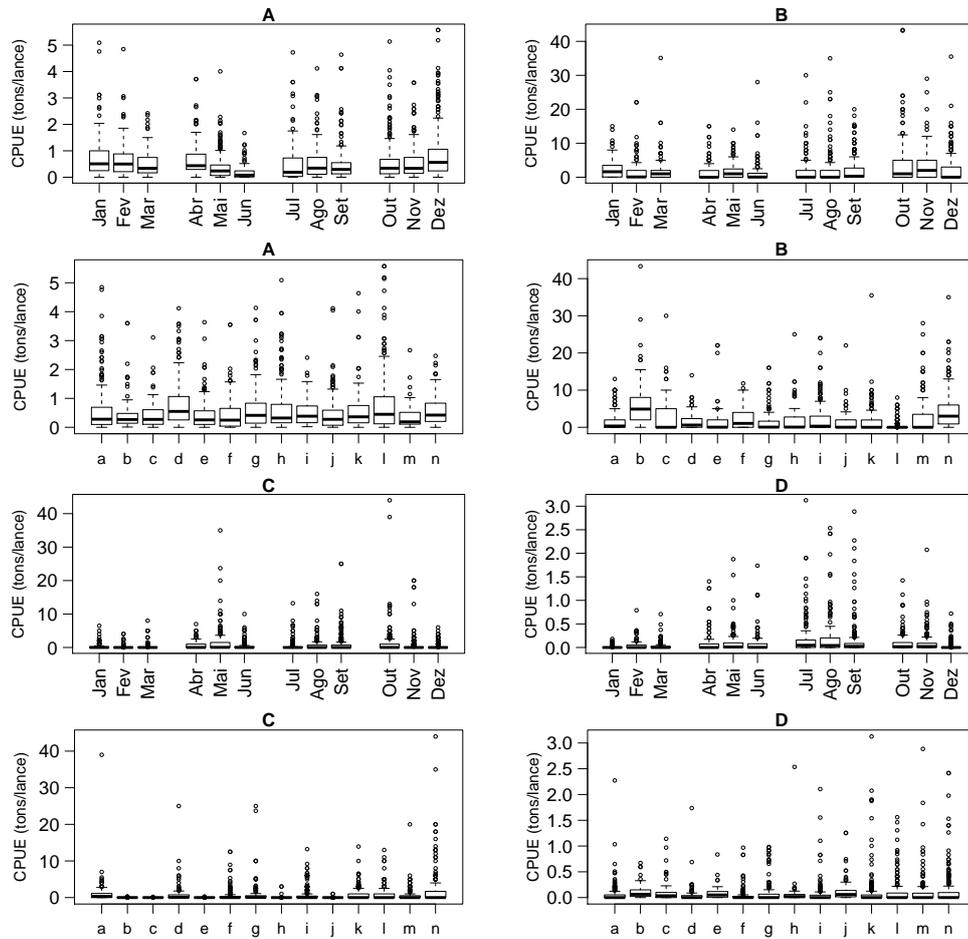


Figura 7 – Gráfico Boxplot das CPUES (toneladas/lances) da pesca de cerco industrial de Atuns no oceano Atlântico e Índico no período de 2014 e 2015, em função dos meses e dos nomes dos barcos, para o *grupo A, B, C e D* segundo a classificação de *bycatch* definida para a pesquisa.

Por fim, a figura 8 mostra a distribuição espacial das capturas por unidade de esforço (CPUE) somadas para um gride (5° latitude $\times 5^\circ$ longitude) para cada grupo caracterizado como *bycatch*.

- *Seleção do modelo*

Entre todas as espécies classificadas como *bycatch* para esse trabalho, apenas as CPUEs da *Lepidochelys olivacea* (LKV) e *Xiphias gladius* (SWO) ambas do Oceano Atlântico, e *Uraspis secunda* (USE) do Oceano Índico, obtiveram forte correlação com os índices telemétricos acústicos com valores maiores que $R_{adj}^2 = 60,0$ para o coeficiente de determinação ajustado. Embora tais espécies não sejam as mais frequentes por lances no banco de dados de observação a bordo (91 para LKV, 326 para USE e 65 lances

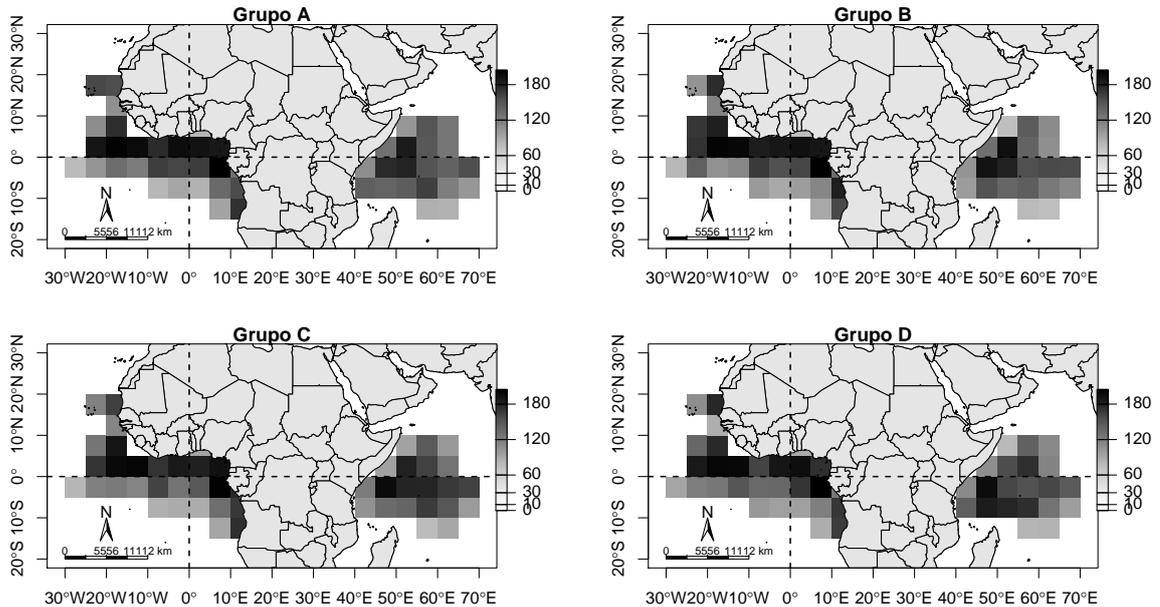


Figura 8 – Distribuição espacial das somas das capturas por unidade de esforço (CPUE) da pesca de cerco industrial de Atuns no oceano Atlântico e Índico no período de 2014 e 2015 para cada grupo caracterizado como *bycatch* e um gride (5° latitude $\times 5^\circ$ longitude).

para SWO), elas foram as que proporcionaram melhores medidas de ajuste dos modelos possibilitando estimar a abundância relativa a partir das ecosondas disponíveis na frota de pesca francesa, motivo pelo qual as três espécies foram selecionadas para esse trabalho. Ao cruzar os dados, apenas 25 lances para LKV, 74 para USE e 32 para SWO coincidiram entre ambos os bancos de dados sendo o tamanho amostral para as respectivas modelagens MLG.

Baseado no coeficiente de determinação ajustado e no AIC como critério de seleção, a distribuição selecionada para a variável resposta analisadas nos modelos MLG simples (sem interação, com as mesmas variáveis explicativas) utilizando suas respectivas funções de ligações canônicas foi a distribuição Gama com a função de ligação canônica inversa para as três espécies (Tabela 2, 3 e 4). Funções de ligações canônicas fornecem estatísticas suficientes e garantem a concavidade da estimativa de máxima verossimilhança dos parâmetros (fatores ou cofatores) quando existem e consequentemente resultados assintóticos são obtidos mais facilmente. Para funções de ligações não canônicas e canônicas podem-se encontrar mais detalhes em [Wedderburn \(1976\)](#), onde se discute condições à existência da concavidade da função de máxima verossimilhança.

Em alguns casos o algoritmo de algumas distribuições não convergiram, representados por um x nas tabelas 2, 3 e 4. Isso se dá possivelmente porque a função de

verossimilhança tende a ficar “*flat*” quando alguma estimativa do parâmetro (β_i) é muito grande, ou então quando o número de iterações é maior que o número criterizado segundo o método utilizado, não convergindo para um valor, independentemente do chute inicial.

Entre as combinações das frequências dos índices das ecosondas, com o limite de profundidade das camadas para a zona do *bycatch* e o tempo em dias que antecede o momento da captura, os melhores resultados para os três modelos propostos foram: 4 dias/Camada 3 à 10/Freq. 50 Khz para $CPUE_{LKV}$, 4 dias/Camada 3 à 12/Freq. 50 Khz para $CPUE_{USE}$ e 8 dias/Camada 3 à 10/Freq. 50 Khz para $CPUE_{SWO}$ (Tabela 2, 3 e 4). Baixas frequências detectam eficientemente espécies classificadas como *bycatch* devido a presença da bexiga natatória ou outro órgão com ar. Possivelmente, a frequência 50 Khz teve o melhor resultado por ser mais sensível a percepção desses órgãos, principalmente para *Lepidochelys olivacea* que é uma tartaruga marinha.

Tabela 2 – MLG simples com todas as variáveis explicativas disponíveis, incluindo as estatísticas das séries temporais combinadas entre (tempo em dias antes da captura/limite da zona *bycatch*/frequência) para as funções de probabilidades e suas funções de ligações canônicas para a variável resposta $CPUE_{LKV}$ *Lepidochelys olivacea*.

Combinações	Gama		Normal Inversa	
	R_{adj}^2	AIC	R_{adj}^2	AIC
8dias/3à10/Fq50	0,931	-189,38	0,908	-194,24
6dias/3à10/Fq50	0,982	-164,40	0,942	-149,30
4dias/3à10/Fq50	0,997	-206,34	0,968	-161,61
2dias/3à10/Fq50	0,933	-136,60	0,879	-133,93
8dias/3à12/Fq50	0,907	-129,82	0,861	-130,85
6dias/3à12/Fq50	0,953	-144,19	0,932	-146,05
4dias/3à12/Fq50	0,982	-163,97	0,953	-153,88
2dias/3à12/Fq50	0,967	-151,29	0,958	-156,00
8dias/3à15/Fq50	0,885	-125,33	0,837	-127,62
6dias/3à15/Fq50	0,946	-141,03	0,918	-142,01
4dias/3à15/Fq50	0,983	-165,65	0,970	-163,33
2dias/3à15/Fq50	0,977	-159,56	0,959	-156,92

OBS: R_{adj}^2 é o coeficiente de determinação ajustado, AIC é o Critério de Informação de Akaike. Valores combinados com frequência de 120 e 200 Khz não convergiram para a variável resposta $CPUE_{LKV}$, portanto não se encontram na tabela.

Tabela 3 – MLG simples com todas as variáveis explicativas disponíveis, incluindo as estatísticas das séries temporais combinadas entre (tempo em dias antes da captura/limite da zona *bycatch*/frequência) para as funções de probabilidades e suas funções de ligações canônicas para a variável resposta $CPU E_{USE}$ *Uraspis secunda*.

Combinações	Gama		Normal Inversa	
	R_{adj}^2	AIC	R_{adj}^2	AIC
8dias/3à10/Fq50	x	x	x	x
8dias/3à10/Fq120	0,897	-106,44	0,986	-127,25
8dias/3à10/Fq200	0,897	-106,44	0,986	-127,25
6dias/3à10/Fq50	x	x	x	x
6dias/3à10/Fq120	x	x	x	x
6dias/3à10/Fq200	x	x	x	x
4dias/3à10/Fq50	x	x	x	x
4dias/3à10/Fq120	0,897	-106,43	x	x
4dias/3à10/Fq200	0,897	-106,43	x	x
2dias/3à10/Fq50	x	x	x	x
2dias/3à10/Fq120	0,897	-106,43	x	x
2dias/3à10/Fq200	0,897	-106,43	x	x
8dias/3à12/Fq50	x	x	x	x
8dias/3à12/Fq120	0,897	-106,43	x	x
8dias/3à12/Fq200	0,897	-106,43	x	x
6dias/3à12/Fq50	x	x	x	x
6dias/3à12/Fq120	0,897	x	x	x
6dias/3à12/Fq200	0,897	x	x	x
4dias/3à12/Fq50	0,609	-610,01	x	x
4dias/3à12/Fq120	0,897	-106,43	x	x
4dias/3à12/Fq200	0,897	-106,43	x	x
2dias/3à12/Fq50	x	x	x	x
2dias/3à12/Fq120	0,897	-106,43	x	x
2dias/3à12/Fq200	0,897	-106,43	x	x
8dias/3à15/Fq50	0,549	-618,07	x	x
8dias/3à15/Fq120	0,897	-106,43	x	x
8dias/3à15/Fq200	0,897	-106,43	x	x
6dias/3à15/Fq50	x	x	x	x
6dias/3à15/Fq120	0,897	-106,43	x	x
6dias/3à15/Fq200	0,897	-106,43	x	x
4dias/3à15/Fq50	x	x	x	x
4dias/3à15/Fq120	0,897	-106,43	x	x
4dias/3à15/Fq200	0,897	-106,43	x	x
2dias/3à15/Fq50	x	x	x	x
2dias/3à15/Fq120	x	x	x	x
2dias/3à15/Fq200	x	x	x	x

OBS: R_{adj}^2 é o coeficiente de determinação ajustado, AIC é o Critério de Informação de Akaike. x representa que o MLG não convergiu para a variável resposta $CPU E_{USE}$.

Tabela 4 – MLG simples com todas as variáveis explicativas disponíveis, incluindo as estatísticas das séries temporais combinadas entre (tempo em dias antes da captura/limite da zona *bycatch*/frequência) para as funções de probabilidades e suas funções de ligações canônicas para a variável resposta $CPUE_{SWO}$ *Xiphias gladius*.

Combinações	Gama		Normal Inversa	
	R_{adj}^2	AIC	R_{adj}^2	AIC
8dias/3à10/Fq50	0,823	-58,83	x	x
6dias/3à10/Fq50	0,823	-58,83	x	x
4dias/3à10/Fq50	x	x	x	x
2dias/3à10/Fq50	0,214	15,85	x	x
8dias/3à12/Fq50	0,784	-46,52	x	x
6dias/3à12/Fq50	0,784	-46,52	x	x
4dias/3à12/Fq50	0,784	-46,52	x	x
2dias/3à12/Fq50	0,164	17,78	x	x
8dias/3à15/Fq50	0,509	0,63	x	x
6dias/3à15/Fq50	0,509	0,63	x	x
4dias/3à15/Fq50	0,509	0,63	x	x
2dias/3à15/Fq50	0,360	9,60	x	x

OBS: R_{adj}^2 é o coeficiente de determinação ajustado, AIC é o Critério de Informação de Akaike. x representa que o MLG não convergiu para a variável resposta $CPUE_{SWO}$.

Embora os valores dos coeficiente de determinação ajustado (R_{adj}^2) para a Captura por Unidade de Esforço da espécie *Uraspis secunda* ($CPUE_{USE}$) nas frequências 120 e 200 Khz foram maiores do que a frequência de 50 Khz, não são resultados confiáveis pois devido a baixa ocorrência da ecossonda M4I (os modelos do fabricante que possibilita a escolha de frequências mais alta) no banco de dados telemétrico acústico. O tamanho amostral para essas frequências acabou sendo menor que o número de variáveis explicativas no modelo. Portanto, a escolha foi para a combinação com frequência de 50 Khz que obteve coeficiente de determinação ajustado satisfatórios e mais confiável para o modelo simples testado para a espécie *Uraspis secunda*.

Uma vez selecionada as combinações ideais, a distribuição de probabilidade para cada modelo de CPUE nas três espécies estudadas, o método *stepwise* com teste da razão de verossimilhança (TRV), com um nível de significância de 5%, foi utilizado para selecionar as principais e significativas variáveis independentes que contribuíssem na explicação da variabilidade da taxa de captura dos peixes ao redor dos DAPs. Assim as variáveis explicativas telemétricas acústicas selecionadas para o modelo $CPUE_{LKV}$ foi o valor máximo da série temporal, além das zonas (como fator em um gride de $5^\circ \times 5^\circ$ na lat. e long.) correspondente ao banco de dados observador a bordo (Tabela 5).

Para o modelo da espécie *Uraspis secunda* ($CPUE_{USE}$) as variáveis explicativas

significativas selecionadas foram: a estatística mediana e soma dos índices ao longo do tempo para o banco de dados telemétrico acústico, além do mês como fator e zona (como fator em um gride de $5^\circ \times 5^\circ$ na lat. e long.) (Tabela 6).

Para a espécie *Xiphias gladius* ($CPUE_{SWO}$) as variáveis explicativas selecionadas foram: a estatística da série temporal média, mediana, máximo e a soma dos índices ao longo do tempo para o banco de dados telemétrico acústico, mais as variáveis do banco de dados observador a bordo como turno e zona (como fator em um gride de $5^\circ \times 5^\circ$ na lat. e long.) (Tabela 7).

Tabela 5 – Significativas variáveis explicativas encontradas na análise de deviance para modelos lineares generalizados ajustados para a variável resposta $CPUE_{LKV}$ no Oceano Atlântico.

Var. Explicativas	Df	Deviance	Resíd. Df	Resíd. Dev	p-Valor
Null Model	NA	NA	20	14,91	NA
Máximo	1	6,65	19	8,26	$1,016 \times 10^{-14}$
Zona	5	6,86	14	1,40	$5,381 \times 10^{-12}$

Nota: DF é o número de graus de liberdade e p-valor é do teste da Razão de Verossimilhança (TRV) comparando a redução da deviance para cada resíduo do modelo para a espécie *Lepidochelys olivacea*.

Tabela 6 – Significativas variáveis explicativas encontradas na análise de deviance para modelos lineares generalizados ajustados para a variável resposta $CPUE_{USE}$ no Oceano Índico.

Var. Explicativas	Df	Deviance	Resíd. Df	Resíd. Dev	p-Valor
Null Model	NA	NA	28	14,35	NA
Mediana	1	21,81	83	125,68	$5,54 \times 10^{-8}$
Soma	1	3,05	55	42,14	0,042
Mês (Fator)	9	41,23	72	82,28	$8,60 \times 10^{-9}$
Zona	15	35,51	57	46,77	$2,49 \times 10^{-5}$

Nota: DF é o número de graus de liberdade e p-valor é do teste da Razão de Verossimilhança (TRV) comparando a redução da deviance para cada resíduo do modelo para a espécie *Uraspis secunda*.

Ao menos uma das variáveis média, mediana e valor máximo das séries temporais dos índices acústicos foram significativas no teste de razão da verossimilhança para todas as espécies estudadas. O que, provavelmente, significa que essas estatísticas são bons índices para relacionar com a taxa da captura para os *bycatch* pescados ao redor de DAPs. Média e mediana são medidas de posição central que resumem as informações dos dados quanto à posição da distribuição em relação a sua frequência. Dessa forma, se a média ou mediana dos índices acústico na série temporal forem altas, provavelmente a ocorrência dos peixes no local também será alta, logo tem-se maior probabilidade de capturar tais indivíduos ao

Tabela 7 – Significativas variáveis explicativas encontradas na análise de deviance para modelos lineares generalizados ajustados para a variável resposta $CPUE_{SWO}$ no Oceano Atlântico.

Var. Explicativas	Df	Deviance	Resíd. Df	Resíd. Dev	p-Valor
Null Model	NA	NA	28	14,35	NA
Média	1	0,40	27	13,95	0,046
Mediana	1	2,72	26	11,22	$1,87 \times 10^{-7}$
Máximo	1	0,39	25	10,83	0,488
Soma	1	0,54	24	10,29	0,020
Turno	1	0,78	13	8,31	0,005
Zona	8	7,51	5	0,79	$5,13 \times 10^{-13}$

Nota: DF é o número de graus de liberdade e p-valor é do teste da Razão de Verossimilhança (TRV) comparando a redução da deviance para cada resíduo do modelo para a espécie *Xiphias gladius*.

redor dos DAPs, baseado na informação das ecosondas. Entretanto, para a variável valor máximo, deve-se ser cauteloso quanto as conclusões, pois picos na série temporal retornará grandes valores de máximo, porém não significa que no DAP encontra-se grandes volumes de peixes agregados ao redor, mas pode ter sido apenas um grande cardume passageiro de curto período de permanência no local.

- *Interação no modelo*

Uma vez selecionadas as variáveis explicativas que melhor explicam a variabilidade da CPUE, se estudou as relações de interações entre elas de até segunda ordem. Em seguida, foram adicionadas aos modelos, de modo a garantir sua parcimoniosidade, além de contribuir significativamente no ajuste do modelo final, caso contrário as interações não seriam incluídas. Portanto, para o modelo $CPUE_{LKV}$ no qual as variáveis significativas pela razão da verossimilhança (TRV) foram Máximo e Zona, com a interação (Máximo:Zona) se obteve um AIC = -109,90 e um coeficiente de determinação ajustado $R_{adj}^2 = 0,86022$, contra o modelo simples sem interação com o AIC = -111,53 e $R_{adj}^2 = 0,86607$. Dado que a interação aumentou o AIC e pouco se melhorou no coeficiente de determinação ajustado, se optou pelo modelo mais parcimonioso e não foi incluída tal interação. Assim a combinação linear ficou estruturada da seguinte forma simples:

$$CPUE_{LKV} \approx \text{Intercepto} + \text{Máximo} + \text{Zona} + \varepsilon$$

onde $CPUE_{LKV} \sim \text{Gama}(\alpha, \beta)$, a variável Máximo correspondem a informação telemétrica acústica para a combinação de 4 dias antes da captura/ Camadas de 3 à 10/ Frequência 50 Khz. A variável Zona consiste a informação do banco de dados da observação a bordo e ε é o erro residual do modelo.

Resumidamente, para o modelo da espécie *Uraspis secunda* com interação obteve o AIC = -641,38 e o coeficiente de determinação ajustado $R_{adj}^2 = 0,614$, assim a combinação linear das variáveis explicativa no modelo com interação ficou da seguinte forma:

$$CPUE_{USE} \approx Mediana + Soma + Mês(Fator) + Zona \\ + Soma : Mês(Fator) + \varepsilon$$

onde $CPUE_{USE} \sim Gama(\alpha, \beta)$, as variáveis Mediana, Soma dos índices ao longo do tempo, correspondem a informação telemétrica acústica para a combinação de 4 dias antes da captura/ Camadas de 3 à 12/ Frequência 50 Khz e o Mês e a Zona as informação do banco de dados da observação a bordo e ε é o erro residual do modelo.

Já para a espécie *Xiphias gladius* o modelo sem interação foi o mais adequado, melhor ajustado e mais parcimonioso na modelagem, com um AIC = -58,83 e $R_{adj}^2 = 0,824$. Assim, a combinação linear das variáveis explicativas para o modelo simples com melhor resultado foi:

$$CPUE_{SWO} \approx Mediana + Máximo + Soma + DesvioPadrão + Mês(Fator) \\ + Turno + Zona + \varepsilon$$

onde $CPUE_{SWO} \sim Gama(\alpha, \beta)$, as variáveis Mediana, Máximo, Soma dos índices ao longo do tempo e Desvio Padrão correspondem as informações da telemetria acústica para a combinação de 8 dias antes da captura/ Camadas de 3 à 10/ Frequência 50 Khz e o Mês (Fator), Turno (Dia e noite) e Zona as informação do banco de dados da observação a bordo, e ε é o erro residual do modelo. A apresentação conclusiva dos modelos e seus parâmetros serão definidas após as análises do diagnóstico dos modelos.

- *Diagnóstico do modelo*

Uma vez selecionado o melhor modelo é importante analisar se o mesmo está bem ajustado aos dados. Os resíduos expressam a discrepância entre os valores observado e seus valores ajustados que podem revelar padrões nos dados inexplicados pelo modelo teórico. Os resíduos foram analisados em quatro gráficos diferentes e para a espécie *Lepidochelys olivacea*, os resultados se encontram na figura 9. Os resíduos igualmente espalhados ao redor da linha horizontal sem nítidos padrões no gráfico Resíduos vs Ajustados (Figura 9), significa que os resíduos têm de fato padrões lineares entre a variável preditiva e as variáveis explicativas. O gráfico Q-Q normal (Figura 9) mostrou que os resíduos foram normalmente distribuídos. O gráfico Escala-Localização (Figura 9) mostrou que os resíduos não foram distribuídos igualmente ao longo dos intervalos de predições, o

que afasta um pouco da suposição de similaridade da variância (homocedasticidade). Isso se dá, possivelmente, devido as poucas observações para maiores valores da $CPUE_{LSV}$ que influenciam fortemente na variância dos resíduos fazendo com que na medida que valores das previsões aumentem, distorça um pouco o gráfico. E o gráfico Resíduos vs Alavancagem (Figura 9), sugeriu algumas observações que poderiam ser mais significativas para a deviance do modelo MLG. Essas observações de alavancagem foram incluídas e excluídas no modelo, a fim de verificar se elas são ou não influentes. Assim, as três observações indicadas no gráfico, apontadas pela distância de cooks (Figura 10), foram influentes apenas para a variável zona correspondente ao gride E7, o qual deixou de ser significativo para o modelo.

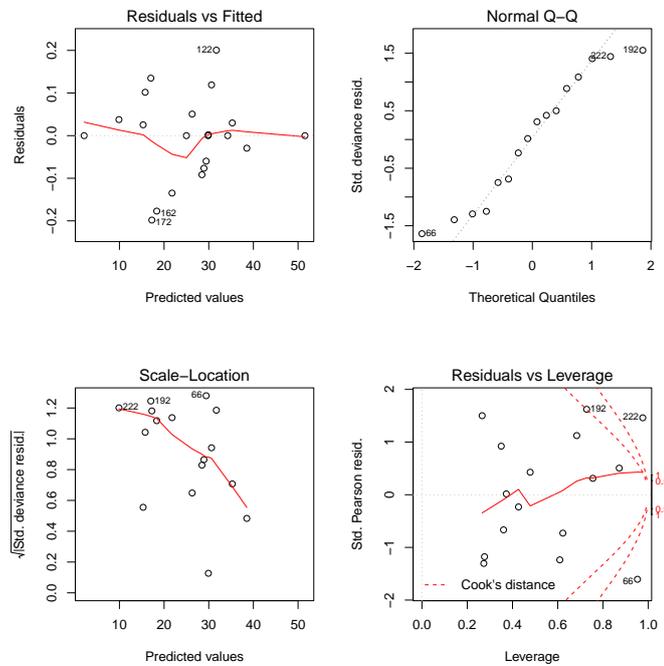


Figura 9 – Gráfico de diagnóstico para Modelos Lineares Generalizados selecionado para a espécie *Lepidochelys olivacea*. Os resíduos foram analisados em quatro plots diferentes: Residuais vs Ajuste, Q-Q Normal plot, Escala-Localização e Resíduos vs Alavancagem.

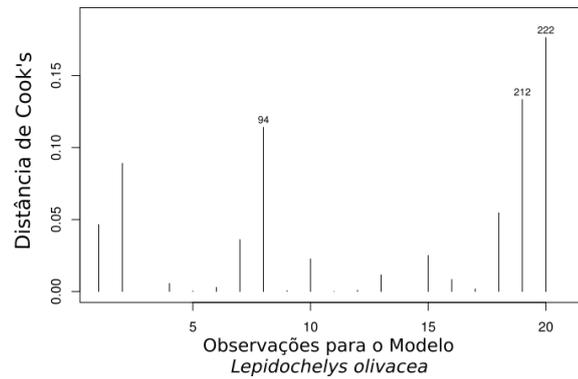


Figura 10 – Gráfico de diagnóstico para Modelos Lineares Generalizados selecionado para a espécie *Lepidochelys olivacea*. Distância de Cook's para cada observação e seus pontos de alavancagem.

Os resultados do diagnóstico para do modelo da espécie *Uraspis secunda* se encontram na figura (Figura 11). Os resíduos também foram igualmente espalhados ao redor da linha horizontal no gráfico Resíduos vs Ajustados sem nenhum padrão nítido na Figura 11, o que significa que os resíduos também têm padrões lineares entre a variável preditiva e as variáveis explicativas para o MLG proposto. O gráfico Q-Q normal (Figura 11) mostrou que os resíduos foram normalmente distribuídos. O gráfico Escala-Localização (Figura 11) mostrou que os resíduos foram distribuídos igualmente ao longo dos intervalos de predições, nos quais colaboram com a suposição de similaridade de variância (homocedasticidade). E o gráfico Resíduos vs Alavancagem (Figura 11), sugere algumas observações de alavancagem que poderiam ser significativas na deviance do modelo MLG. Essas observações de alavancagem foram incluídas e excluídas da análise, a fim de verificar se elas são ou não influentes no modelo. As três observações (Figura 12) foram influentes, apenas a variável Mês, correspondente a Julho.

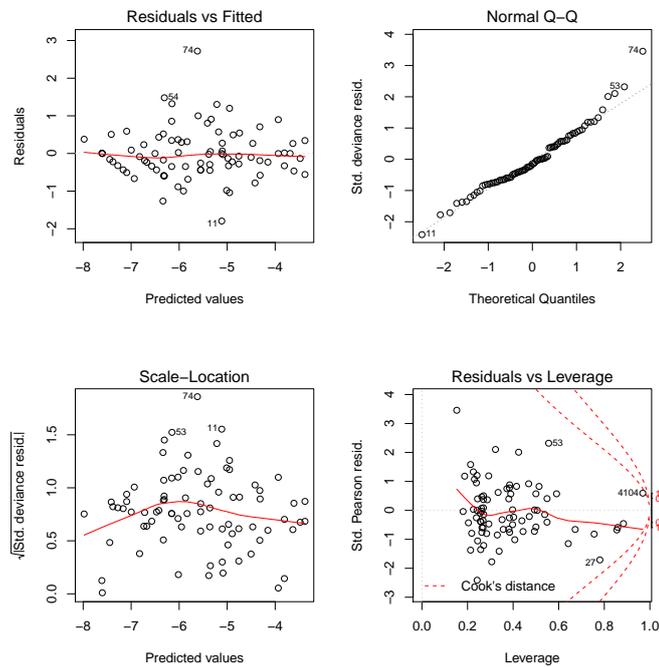


Figura 11 – Gráfico de diagnóstico para Modelos Lineares Generalizados selecionado para a espécie *Uraspis secunda*. Os resíduos foram analisados em quatro plotes diferentes: Residuais vs Ajuste, Q-Q Normal plote, Escala-Localização e Resíduos vs Alavancagem.

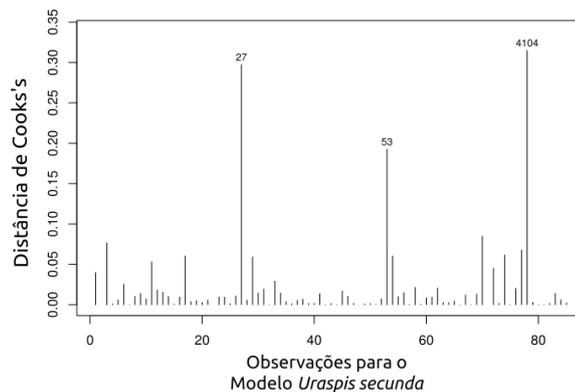


Figura 12 – Gráfico de diagnóstico para Modelos Lineares Generalizados selecionado para a espécie *Uraspis secunda*. Distância de Cooks para cada observação e seus pontos de alavancagem.

Os gráficos do diagnóstico para o modelo da $CPUE_{SWO}$ para a espécie *Xiphias gladius* estão na figura 13. Os resíduos não foram igualmente distribuídos ao redor da linha horizontal no gráfico Resíduos vs Ajustados (Figura 13). Os grandes valores de predições distorceram a tendência horizontal, assim, pode-se considerar que a relação entre a variável preditiva e as variáveis explicativas apenas para valores muito grandes não tem relação

linear entre a variável resposta e as variáveis explicativas. O gráfico Q-Q normal (Figura 13) mostrou que os resíduos foram normalmente distribuídos, entretanto, novamente deve-se ter atenção a predições de grandes valores da $CPUE_{SWO}$, justamente devido a não linearidade dos mesmos. O gráfico Escala-Localização (Figura 13) também mostraram que os resíduos foram distribuídos igualmente ao longo dos intervalos de predições, nos quais colaboram com a suposição de similaridade de variância (homocedasticidade), distorcendo novamente apenas para predições de grandes valores para CPUE. E o gráfico Resíduos vs Alavancagem (Figura 13), sugere algumas observações de alavancagem que poderiam ser significativas na deviance do modelo MLG. Essas observações de alavancagem foram incluídas e excluídas da análise, a fim de verificar se elas são ou não influentes no modelo. Dessa forma, 11 observações (Figura 14), foram retiradas e a variável Mês sofreu fortes influências as observações, além de duas zonas E4 e D4.

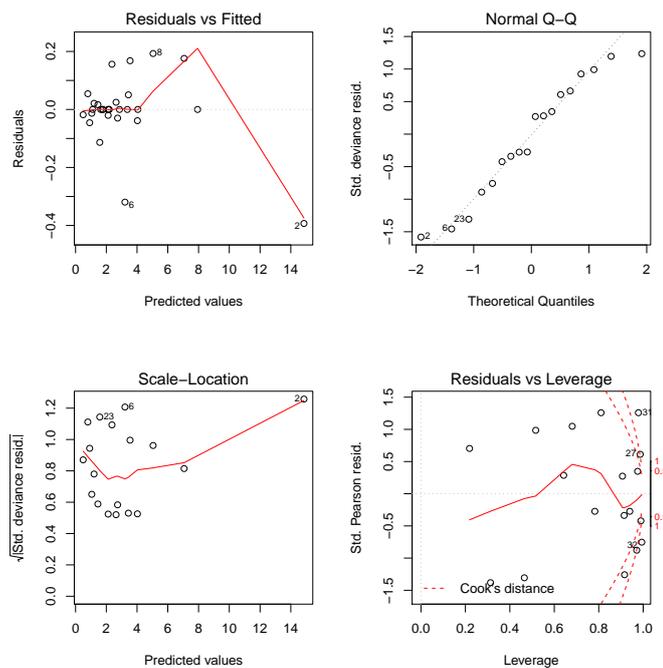


Figura 13 – Gráfico de diagnóstico para Modelos Lineares Generalizados selecionado para a espécie *Xiphias gladius*. Os resíduos foram analisados em quatro plotes diferentes: Residuais vs Ajuste, Q-Q Normal plote, Escala-Localização e Resíduos vs Alavancagem.

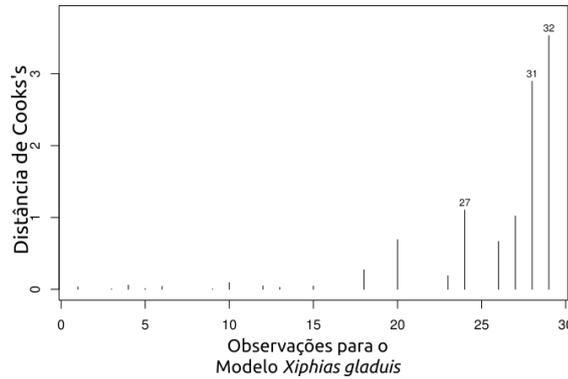


Figura 14 – Gráfico do diagnóstico para Modelos Lineares Generalizados selecionado para a espécie *Xiphias gladius*. Distância de Cooks para cada observação e seus pontos de alavancagem.

- *Resultado do modelo final*

As estimativas de máxima verossimilhança dos parâmetros do modelo final para a $CPUE_{LSV}$ da espécie *Lepidochelys olivacea* no Oceano Atlântico estão apresentadas na tabela 8. Os valores dos parâmetros estimados foram significativamente diferentes de zero, ao nível de confiança 5%. O tamanho amostral final foi de 21 observações, com o coeficiente de determinação ajustado de $R_{adj} = 0.86$ o $AIC = -109,90$. A combinação linear das variáveis resposta no modelo final ficou da seguinte forma:

$$E(CPUE_{LKV}) \approx \text{Intercepto} + \text{Máximo} + \text{Zona} + \varepsilon$$

Tabela 8 – Estimativa dos parâmetros do modelo MLG para $CPUE_{LSV}$ da espécie *Lepidochelys olivacea* no Oceano Atlântico com função de distribuição Gama e função de ligação inversa.

	Estimativas	Erro Padrão	Valor t	Pr(> t)
Intercepto	44,38	9,66	4,59	0,000417
Máximo	-0,28	0,15	-1,83	0,046
Zona E4	-26,61	10,02	-2,65	0,01886

Para a espécie *Uraspis secunda*, as estimativas de máxima verossimilhança dos parâmetros do modelo final para a $CPUE_{USE}$ do Oceano Índico estão apresentadas na tabela 9. Os valores dos parâmetros estimados foram significativamente diferentes de zero, ao nível de confiança 5%. Três observações indicadas como alavancagem pela distância de Cooks foram influentes a variável Mês. E o coeficiente de determinação ajustado do modelo final foi $R_{adj} = 0,614$, o $AIC = -641,38$. O tamanho amostral 81 observações e o modelo final ficou com as seguintes variáveis:

$$\log(CPUE_{USE}) \approx \text{Intercepto} + \text{Mediana} + \text{Mês}(\text{Fator}) + \text{Zona}$$

$$+Soma : Mês(Fator) + \varepsilon$$

Tabela 9 – Estimativa dos parâmetros do modelo MLG para $CPUE_{USE}$ da espécie *Uraspis secunda* no Oceano Índico com função de distribuição *Gama* e função de ligação inversa.

	Estimativas	Erro Padrão	Valor t	Pr(> t)
Intercepto	-6,28	0,49	-12,66	2×10^{-16}
Mediana	0,033	0,015	2,16	0,035
Soma	$-1,93 \times 10^{-4}$	$2,12 \times 10^{-4}$	-0,91	0,36
Mês-Março	-10,23	4,58	-2,69	0,009
Zona R6	1,32	0,62	2,13	0,037
Zona O5	10,06	3,78	2,67	0,010
Zona P5	1,56	0,65	2,39	0,020
Zona T6	3,98	1,23	3,25	0,002
Soma : Mês-Março	0,061	0,024	2,47	0,016

Interessante que a variável Soma apenas entrou no modelo MLG para $CPUE_{USE}$ com a interação com a variável Mês, o efeito dele isolado não foi significativo (p-valor = 0,36). Isso se dá devido as três observações de alavancagem terem sido retiradas na modelagem, comprovando influência das observações para o modelo.

Para a espécie *Xiphias gladius*, as estimativas de máxima verossimilhança dos parâmetros do modelo final para a $CPUE_{SWO}$ do Oceano Atlântico estão apresentadas na tabela 10. Os valores dos parâmetros estimados foram significativamente diferentes de zero, ao nível de confiança 5%. Onze observações indicadas como alavancagem pela distância de Cooks foram influentes no modelo. O tamanho amostral final com 28 observações e o coeficiente de determinação ajustado do modelo final foi $R_{adj} = 0,85$, o $AIC = -17,58$, já a combinação linear das variáveis explicativas ficaram da seguinte forma:

$$CPUE_{SWO} \approx Mediana + Máximo + Soma + DesvioPadrão + Mês(Fator) \\ + Turno + Zona + \varepsilon$$

Tabela 10 – Estimativa dos parâmetros do modelo MLG para $CPUE_{SWO}$ da espécie *Xiphias gladius* no Oceano Índico com função de distribuição *Gama* e função inversa.

	Estimativas	Erro Padrão	Valor t	Pr(> t)
Intercepto	-0,93	4,54	-0,20	0,847
Mediana	1,34	0,26	5,07	0,007
Máximo	0,45	0,12	3,55	0,023
Soma	-0,012	0,002	-4,98	0,007
Desvio Padrão	-1,89	0,42	-4,49	0,010
Mês - Março	11,51	3,06	3,75	0,019
Mês - Janeiro	27,72	5,40	5,13	0,006
Mês - Fevereiro	43,36	8,12	5,33	0,005
Mês - Dezembro	-32,69	8,03	-4,06	0,015
Turno - Noite	10,26	2,16	4,74	0,008
Zona E4	-11,82	2,82	-4,19	0,013
Zona G4	5,32	1,57	3,56	0,023
Zona D4	-27,45	5,39	-5,09	0,007
Zona H4	8,42	1,85	4,55	0,010

Percebe-se que para o modelo MLG para $CPUE_{SWO}$ o intercepto não foi significativo (p-valor = 0,847), o que significa que a função teórica parte da origem. Além disso, a combinação linear das variáveis mediana, máximo, soma e desvio padrão da série temporal telemétrica acústica, juntas explicam melhor a variabilidade da variável resposta do que observá-las isoladamente.

6 Discussão

Dentre as 91 espécies estudadas, apenas as capturas por lances de três obtiveram maiores correlações com os índices acústicos. O que possivelmente indica que não é possível estimar a CPUE das espécies classificadas como *bycatch* com essas eco sondas de baixa energia. As poucas espécies que possibilitaram isso foram: *Lepidochelys olivacea*, *Uraspis secunda* e *Xiphias gladius*.

Ao menos uma das variáveis média, mediana e valor máximo das séries temporais dos índices acústicos foram significativas para todas as espécies estudadas. Provavelmente, significa que essas estatísticas são índices recomendados para relacionar com a taxa da captura para os *bycatch* pescados ao redor de DAPs. Média e mediana são medidas de posição central que resumem as informações dos dados quanto à posição da distribuição em relação a sua frequência. Dessa forma, se a média ou mediana dos índices acústico na série temporal forem altas, provavelmente a ocorrência dos peixes no local também será alta, logo tem-se maior probabilidade de capturar tais indivíduos ao redor dos DAPs, baseado na informação das eco sondas. Entretanto, para a variável valor máximo, deve-se ser cauteloso quanto as conclusões, pois picos na série temporal retornará grandes valores de máximo, porém não significa que no DAP encontra-se grandes volumes de peixes agregados ao redor, mas pode ter sido apenas um grande cardume passageiro de curto período de permanência no local.

A variável Zona também foram presentes nos modelos para as três espécies. O que provavelmente significa que ela também é uma ótima variável para considerar na estimativa da CPUE em função dos índices de eco sondas. Assim a combinação linear dos índices e da zona melhoram a precisão de capturar alguma espécies classificada como *bycatch* para a pesca de cerco industrial ao redor dos DAPs (AMANDÈ et al., 2012).

Entre as combinações das frequências dos índices das eco sondas, com o limite de profundidade das camadas para a zona do *bycatch* e o tempo em dias que antecede o momento da captura, os melhores resultados para os três modelos propostos foram: 4 dias/Camada 3 à 10/Freq. 50 Khz para $CPUE_{LKV}$, 4 dias/Camada 3 à 12/Freq. 50 Khz para $CPUE_{USE}$ e 8 dias/Camada 3 à 10/Freq. 50 Khz para $CPUE_{SWO}$ (Tabela 2, 3 e 4). Baixas frequências detectam eficientemente espécies classificadas como *bycatch* devido a presença da bexiga natatória ou outro órgão com ar. Possivelmente, a frequência 50 Khz teve o melhor resultado por ser mais sensível a percepção desses órgãos (MORENO et al.,

2015), principalmente para *Lepidochelys olivacea* que é uma tartaruga marinha.

A função de distribuição Gama foi a melhor modelada para a variável resposta CPUE. Muitas pesquisas sobre esse fenômeno indicam tal distribuição (ORTIZ; AROCHA, 2004; STEPHENS; MACCALL, 2004; SHONO, 2008), aninhada com a função de ligação canônica que fornecem estatísticas suficientes e garantem a concavidade da estimativa de máxima verossimilhança dos parâmetros (fatores ou cofatores) quando existem e consequentemente resultados assintóticos são obtidos mais facilmente. Para funções de ligações não canônicas e canônicas podem-se encontrar mais detalhes em Wedderburn (1976), onde se discute condições à existência da concavidade da função de máxima verossimilhança.

7 Considerações Finais

Os índices de ecossondas de baixa energia utilizados em Dispositivos de Agregação de Peixes (DAPs) na pesca de cerco industrial para a captura de atuns e afins, não são indicados como variáveis explicativas para estimar a CPUE das espécies classificadas como *bycatch*. Dentre as 91 espécies estudadas, apenas três (*Lepidochelys olivacea*, *Uraspis secunda* e *Xiphias gladius*) obtiveram maiores correlações com índices acústicos.

A média, valor máximo e mediana foram as estatísticas que potencialmente podem ser utilizadas para as séries temporais correspondentes a dados acústicos que melhor se correlacionam com as CPUEs das espécies estudadas e combinadas linearmente com a localização dos lances, o mês do ano, assim como o turno (dia ou noite) que ocorreu a pesca, contribuem para melhores estimativas de taxas de capturas entre os modelos definidos.

A utilização dessas ecossondas comerciais de baixa energia, para a estimação das capturas por unidade de esforço de peixes classificados como *targetfish*, não foram analisadas para essa pesquisa. Provavelmente essa relação de índices acústicos e taxa de captura para essas espécies serão melhores já que esses dispositivos foram projetados em foco de melhorar a eficiência das capturas de grandes atuns e afins. Portanto, recomenda-se que essa análises sejam feitas para peixes classificadas como *targetfish*.

Referências Bibliográficas

- AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: **Breakthroughs in statistics**. [S.l.]: Springer, 1992. p. 610–624.
- ALVERSON, D. L. **A global assessment of fisheries bycatch and discards**. [S.l.]: Food & Agriculture Org., 1994.
- AMANDÉ, J. M. et al. By-catch and discards of the european purse seine tuna fishery in the indian ocean. estimation and characteristics for the 2003-2007 period. **Indian Ocean Tuna Commission**, 2008.
- AMANDÉ, M. J. et al. Precision in bycatch estimates: the case of tuna purse-seine fisheries in the indian ocean. **ICES Journal of Marine Science**, Oxford University Press, v. 69, n. 8, p. 1501–1510, 2012.
- ANDERSON, J.; GATES, P. D. South pacific commission fish aggregating device (fad). In: **Volume I: Planning FAD programmes**. . Noumea, New Caledonia: **South Pacific Commission 7:46**. [S.l.: s.n.], 1996.
- ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F. Catchability: a key parameter for fish stock assessment. **Reviews in fish biology and fisheries**, Springer, v. 6, n. 2, p. 221–242, 1996.
- ARTETXE, I.; MOSQUEIRA, I. Preliminary data on fad deployment, recovery and associated catch by spanish purse-seiners in the western indian ocean. **IOTC Proceedings**. p, p. 221–226, 2003.
- AYALA, J. M. **Estudio sobre la pesca de túnidos y evaluación de la capturabilidad de la flota española de cerco en el Océano Índico occidental**. [S.l.: s.n.], 2004.
- BASKE, A. et al. **Estimating the use of drifting Fish Aggregation Devices (FADs) around the globe**. **PEW Environmental group**. [S.l.], 2012.
- BECKER, O. S. code by R. A.; BROWNRIGG., A. R. W. R. version by R. **mapdata: Extra Map Databases**. [S.l.], 2016. R package version 2.2-6. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=mapdata>>.
- BECKER, O. S. code by R. A.; MINKA, A. R. W. R. version by Ray Brownrigg. Enhancements by T. P.; DECKMYN., A. **maps: Draw Geographical Maps**. [S.l.], 2017. R package version 3.2.0. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=maps>>.
- BEVERLY, S.; GRIFFITHS, D.; LEE, R. Anchored fish aggregating devices for artisanal fisheries in south and southeast asia: benefits and risks. fao regional office for asia and the pacific, bangkok, thailand. **RAP Publication**, v. 20, n. 4, 2012.

- BRILL, R. et al. Horizontal movements and depth distribution of large adult yellowfin tuna (*thunnus albacares*) near the hawaiian islands, recorded using ultrasonic telemetry: implications for the physiological ecology of pelagic fishes. **Marine biology**, Springer, v. 133, n. 3, p. 395–408, 1999.
- BRUNSDON, C.; CHEN, H. **GISTools: Some further GIS capabilities for R**. [S.l.], 2014. R package version 0.7-4. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=GISTools>>.
- BURNHAM, K.; ANDERSON, D. Information and likelihood theory: a basis for model selection and inference. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**, Springer-Verlag New York, v. 2, p. 49–97, 2002.
- CANONGE, S.; DENEUBOURG, J.-L.; SEMPO, G. Group living enhances individual resources discrimination: the use of public information by cockroaches to assess shelter quality. **PLoS One**, Public Library of Science, v. 6, n. 6, p. e19748, 2011.
- CASTRO, J. J.; SANTIAGO, J. A.; SANTANA-ORTEGA, A. T. A general theory on fish aggregation to floating objects: an alternative to the meeting point hypothesis. **Reviews in fish biology and fisheries**, Springer, v. 11, n. 3, p. 255–277, 2002.
- CAYRÉ, P.; MARSAC, F. Modelling the yellowfin tuna (*thunnus albacares*) vertical distribution using sonic tagging results and local environmental parameters. **Aquatic Living Resources**, EDP Sciences, v. 6, n. 1, p. 1–14, 1993.
- CHAVANCE, P. et al. **Bycatch and discards of the French tuna purse seine fishery during the 2003-2010 period estimated from observer data**. [S.l.], 2011.
- CORDEIRO, G. M.; DEMÉTRIO, C. G. Modelos lineares generalizados e extensoes. **Sao Paulo**, 2008.
- CORDEIRO, G. M.; NETO, E. d. A. Modelos paramétricos. **Pernambuco: UFRPE**, 2004.
- COX, D. R.; SNELL, E. J. A general definition of residuals. **Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)**, JSTOR, p. 248–275, 1968.
- DAGORN, L. Le comportement des thons tropicaux modélisé selon les principes de la vie artificielle. 1995.
- DAGORN, L.; BACH, P.; JOSSE, E. Movement patterns of large bigeye tuna (*thunnus obesus*) in the open ocean, determined using ultrasonic telemetry. **Marine Biology**, Springer, v. 136, n. 2, p. 361–371, 2000.
- DAGORN, L.; HOLLAND, K. N.; ITANO, D. G. Behavior of yellowfin (*thunnus albacares*) and bigeye (*t. obesus*) tuna in a network of fish aggregating devices (fads). **Marine Biology**, Springer, v. 151, n. 2, p. 595–606, 2007.
- DEMPSTER, T.; KINGSFORD, M. J. Homing of pelagic fish to fish aggregation devices (fads): the role of sensory cues. **Marine Ecology Progress Series**, Inter-Research, v. 258, p. 213–222, 2003.

DEMPSTER, T.; TAQUET, M. Fish aggregation device (fad) research: gaps in current knowledge and future directions for ecological studies. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, Springer, v. 14, n. 1, p. 21–42, 2004.

DÉSURMONT, A.; CHAPMAN, L. The use of anchored fads in the area served by the secretariat of the pacific community (spc): regional synthesis. In: **Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons, Caribbean-Martinique, 15-19 Oct 1999 15-19 octobre 1999**. [S.l.: s.n.], 2000.

DOBSON, A. J.; BARNETT, A. **An introduction to generalized linear models**. [S.l.]: CRC press, 2008.

Douglas Nychka et al. **fields: Tools for spatial data**. Boulder, CO, USA, 2015. R package version 9.0. Disponible em: www.image.ucar.edu/fields.

FISHER, R. A. On the mathematical foundations of theoretical statistics. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A, Containing Papers of a Mathematical or Physical Character**, JSTOR, v. 222, p. 309–368, 1922.

FISHER, R. A. Two new properties of mathematical likelihood. **Proceedings of the Royal Society of London. Series A, Containing Papers of a Mathematical and Physical Character**, JSTOR, v. 144, n. 852, p. 285–307, 1934.

FLOCH, L. et al. Statistics of the french purse seine fleet targeting tropical tunas in the atlantic ocean (1991-2010). **Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT**, v. 68, n. 3, p. 858–885, 2012.

FONTENEAU, A. La pêcherie des thons tropicaux dans l atlantique, le rôle de l orstom. **Pêche Marit**, p. 443–445, 1977.

FONTENEAU, A. Prospects for the management of fad fisheries in the indian ocean. In: **IOTC proceedings**. [S.l.: s.n.], 2003.

FONTENEAU, A.; CHASSOT, E.; BODIN, N. Global spatio-temporal patterns in tropical tuna purse seine fisheries on drifting fish aggregating devices (dfads): Taking a historical perspective to inform current challenges. **Aquatic Living Resources**, EDP Sciences, v. 26, n. 1, p. 37–48, 2013.

FONTENEAU, A.; GAERTNER, D.; NORDSTROM, V. An overview of problems in the catch per unit of effort and abundance relationship for the tropical purse seine fisheries. **Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT**, v. 49, n. 3, p. 258–278, 1999.

FONTENEAU, A.; PALLARES, P.; PIANET, R. A worldwide review of purse seine fisheries on fads. In: **Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons, Caribbean-Martinique, 15-19 Oct 1999**. [S.l.: s.n.], 2000.

FORGET, F. G. et al. Behaviour and vulnerability of target and non-target species at drifting fish aggregating devices (fads) in the tropical tuna purse seine fishery determined by acoustic telemetry. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, NRC Research Press, v. 72, n. 9, p. 1398–1405, 2015.

FRANCIS, R. C. et al. Dolphins and the tuna industry. **National Research Council, Washington**, 1992.

FRÉON, P.; DAGORN, L. Review of fish associative behaviour: toward a generalisation of the meeting point hypothesis. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, Springer, v. 10, n. 2, p. 183–207, 2000.

GASCUEL, D.; FONTENEAU, A.; FOUCHER, E. Analyse de l'évolution des puissances de pêche par l'analyse des cohortes: application aux senneurs exploitant l'albacore (thunnus albacares) dans l'atlantique est. **Aquatic Living Resources**, EDP Sciences, v. 6, n. 1, p. 15–30, 1993.

GHAZALI, S. M. et al. The diel variation and spatial extent of the underwater sound around a fish aggregation device (fad). **Fisheries Research**, Elsevier, v. 148, p. 9–17, 2013.

GIRARD, C. **Etude du comportement d'orientation d'espèces pélagiques tropicales vis-à-vis d'attracteurs**. Tese (Doutorado) — Université de la Réunion, 2005.

GIRARD, C.; BENHAMOU, S.; DAGORN, L. Fad: Fish aggregating device or fish attracting device? a new analysis of yellowfin tuna movements around floating objects. **Animal Behaviour**, Elsevier, v. 67, n. 2, p. 319–326, 2004.

GOODING, R. M.; MAGNUSON, J. J. Ecological significance of a drifting object to pelagic fishes. **Pac. Sci**, v. 21, n. 4, p. 486–497, 1967.

GOVINDEN, R. et al. Movement behaviour of skipjack (katsuwonus pelamis) and yellowfin (thunnus albacares) tuna at anchored fish aggregating devices (fads) in the maldives, investigated by acoustic telemetry. **Aquatic Living Resources**, EDP Sciences, v. 26, n. 1, p. 69–77, 2013.

GROLEMUND, G.; WICKHAM, H. Dates and times made easy with lubridate. **Journal of Statistical Software**, v. 40, n. 3, p. 1–25, 2011. Disponível em: <<http://www.jstatsoft.org/v40/i03/>>.

HALL, M. et al. The association of tunas with floating objects and dolphins in the eastern pacific ocean: a review of the current purse-seine fishery. In: **Proceedings of the international workshop on the ecology and fisheries for tunas associated with floating objects**. [S.l.: s.n.], 1992. p. 87–194.

HALL, M.; ROMAN, M. Bycatch and non-tuna catch in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. **FAO fisheries and aquaculture technical paper**, v. 568, 2013.

HALL, M. A. . **Logs, FADs and Payaos: Towards consistency in definitions and characterization**. [S.l.], 2011.

HALL, M. A.; ALVERSON, D. L.; METUZALS, K. I. By-catch: problems and solutions. **Marine Pollution Bulletin**, Elsevier, v. 41, n. 1, p. 204–219, 2000.

- HAWKINS, D. M.; BRADU, D.; KASS, G. V. Location of several outliers in multiple-regression data using elemental sets. **Technometrics**, Taylor & Francis Group, v. 26, n. 3, p. 197–208, 1984.
- HOLLAND, K. N. Horizontal and vertical movements of yellowfin and bigeye tuna associated with fish aggregating devices. **Fish. Bull.**, v. 88, p. 493–507, 1990.
- HUNTER, J. R.; MITCHELL, C. T. Association of fishes with flotsam in offshore waters of central america. **United States Fish and Wildlife Service Fishery Bulletin**, v. 66, n. 1, p. 13, 1967.
- IBRAHIM, S. et al. Importance of fish aggregating devices (fads) as substrates for food organisms of fish. **Fisheries Research**, Elsevier, v. 27, n. 4, p. 265–273, 1996.
- ICCAT. **Report for biennial period, 2010 - 11**. [S.l.], 2004.
- ITANO, D. Notes on the improvement of fishing power and efficiency by western pacific tuna purse seine vessels. **Report of the 11th Standing Committee and Tuna and Billfish**, v. 28, 1998.
- ITANO, D. **Vessel and gear attributes useful for the long-term monitoring and management of WCPO tropical tuna fisheries**. [S.l.], 2004.
- ITANO, D.; FUKOFUKA, S.; BROGAN, D. The development, design and recent status of anchored and drifting fads in the wcpo. **Information Paper INF-FTWG-3.17 TH. Standing Committee on Tuna and Billfish, Majuro, Republic of the Marshall Islands**, 2004.
- KELLEHER, K. **Discards in the world's marine fisheries: an update**. [S.l.]: Food & Agriculture Org., 2005.
- KINGSFORD, M. Biotic and abiotic structure in the pelagic environment: importance to small fishes. **Bulletin of Marine Science**, University of Miami-Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, v. 53, n. 2, p. 393–415, 1993.
- KLIMA, E. F.; WICKHAM, D. A. Attraction of coastal pelagic fishes with artificial structures. **Transactions of the American Fisheries Society**, Taylor & Francis Group, v. 100, n. 1, p. 86–99, 1971.
- KLIMLEY, A. P.; HOLLOWAY, C. School fidelity and homing synchronicity of yellowfin tuna, *thunnus albacares*. **Marine Biology**, Springer, v. 133, n. 2, p. 307–317, 1999.
- KOJIMA, S. Fishing for dolphins in the western part of the japan sea. ii. why do the fish take shelter under floating materials. **Bull. Jap. Soc. Sci. Fish**, v. 21, n. 10, p. 1049–1052, 1956.
- LENNERT-CODY, C.; HALL, M. The development of the purse seine fishery on drifting fish aggregating devices in the eastern pacific ocean: 1992-1998. In: **Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons, Caribbean-Martinique, 15-19 Oct 1999 15-19 octobre 1999**. [S.l.: s.n.], 2000.

LINDSEY, J. K. **Analysis and Comparison of Some Statistical Models.**

Dissertação (Thesis) — University of London, London - UK, 1971.

LOPEZ, J. et al. A model based on data from echosounder buoys to estimate biomass of fish species associated with fish aggregating devices. **Fishery Bulletin**, National Marine Fisheries Service, v. 114, n. 2, p. 166–179, 2016.

LOPEZ, J. et al. Evolution and current state of the technology of echo-sounder buoys used by spanish tropical tuna purse seiners in the atlantic, indian and pacific oceans. **Fisheries Research**, Elsevier, v. 155, p. 127–137, 2014.

MCNEELY, R. L. The purse seine revolution in tuna fishing. **Pacific Fisherman**, v. 59, n. 7, p. 27–58, 1961.

MOLINA, A. Delgado de; ARESO, J.; ARIZ, J. Statistics of the purse seine spanish fleet in the indian ocean (1984-2009). **Unpublished IOTC working document No IOTC-2010-WPTT-19**, v. 21, 2010.

MORENO, G. et al. **Towards acoustic discrimination of tuna species at FADs.** 2015.

MORENO, G. et al. Fish aggregating devices (fads) as scientific platforms. **Fisheries Research**, Elsevier, v. 178, p. 122–129, 2016.

MORENO, G. et al. Fish behaviour from fishers' knowledge: the case study of tropical tuna around drifting fish aggregating devices (dfads). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, NRC Research Press, v. 64, n. 11, p. 1517–1528, 2007.

NELDER, J. A.; BAKER, R. J. Generalized linear models. **Encyclopedia of statistical sciences**, Wiley Online Library, 1972.

OHTA, I.; KAKUMA, S. Periodic behavior and residence time of yellowfin and bigeye tuna associated with fish aggregating devices around okinawa islands, as identified with automated listening stations. **Marine Biology**, Springer, v. 146, n. 3, p. 581–594, 2005.

ORBACH, M. Hunters, seamen, and entrepreneurs; the tuna seinermen of san diego,(california, usa). Berkeley, Calif.(USA) Univ. of California Press, 1977.

ORTIZ, M.; AROCHA, F. Alternative error distribution models for standardization of catch rates of non-target species from a pelagic longline fishery: billfish species in the venezuelan tuna longline fishery. **Fisheries Research**, Elsevier, v. 70, n. 2, p. 275–297, 2004.

PARIN, N.; FEDORYAKO, B. Pelagic fish communities around floating objects in the open ocean. In: **Proc. Int. Workshop on the Ecology and Fisheries for Tunas Associated with Floating Objects**. [S.l.: s.n.], 1992. p. 447–458.

PARRISH, J. K.; HAMNER, W. M. **Animal groups in three dimensions: how species aggregate**. [S.l.]: Cambridge University Press, 1997.

PITCHER, T.; PARRISH, J. **Functions of shoaling behaviour in teleosts. Pages 363–439** in TJ Pitcher, ed. **Behaviour of teleost fishes**. [S.l.]: Chapman and Hall, London, 1993.

R Core Team. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria, 2017. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>.

ROBERT, M.; DAGORN, L.; DENEUBOURG, J. L. The aggregation of tuna around floating objects: What could be the underlying social mechanisms? **Journal of theoretical biology**, Elsevier, v. 359, p. 161–170, 2014.

ROMANOV, E. V. Bycatch in the tuna purse-seine fisheries of the western indian ocean. **Fishery Bulletin**, v. 100, n. 1, p. 90–105, 2002.

SAN, M. de; PAGES, A. Fads: The western indian ocean experience. **SPC fish aggregating device information bulletin**, v. 3, p. 24–29, 1998.

SCHAEFER, K.; FULLER, D. Behavior of bigeye (*thunnus obesus*) and skipjack (*katsuwonus pelamis*) tunas within aggregations associated with floating objects in the equatorial eastern pacific. **Marine Biology**, Springer, v. 146, n. 4, p. 781–792, 2005.

SCOTT, G.; LOPEZ, J. **The use of FADs in the tuna fishery. European Parliament. Policy Department B: Structural and Cohesion Policies: Fisheries IP**. [S.l.], 2014.

SHONO, H. Application of the tweedie distribution to zero-catch data in cpue analysis. **Fisheries Research**, Elsevier, v. 93, n. 1, p. 154–162, 2008.

SIMMONDS, J.; MACLENNAN, D. Underwater sound. **Fisheries Acoustics. Theory and Practice**, Wiley Online Library, n. 1945, p. 20–69, 2005.

SOEMARTO. Fish behaviour with special reference to pelagic shoaling species: Lajang (*decapterus* spp.). **Proc. Indo-Pacific Fish**, v. 8th, n. 3, p. 89–93, 1960.

SORIA, M. et al. First field-based experiment supporting the meeting point hypothesis for schooling in pelagic fish. **Animal Behaviour**, Elsevier, v. 78, n. 6, p. 1441–1446, 2009.

SOUTH, A. rworldmap: A new r package for mapping global data. **The R Journal**, v. 3, n. 1, p. 35–43, June 2011. ISSN 2073-4859. Disponível em: <http://journal.r-project.org/archive/2011-1/RJournal_2011-1_South.pdf>.

STEPHENS, A.; MACCALL, A. A multispecies approach to subsetting logbook data for purposes of estimating cpue. **Fisheries Research**, Elsevier, v. 70, n. 2, p. 299–310, 2004.

STUNTZ, W.; CENTER, S. F. The tuna-dolphin bond: a discussion of current hypotheses. **National Marine Fisheries Service**, Southwest Fisheries Center, 1981.

TAQUET, M. **Le comportement agrégatif de la dorade coryphène (*Coryphaena hippurus*) autour des objets flottants**. Tese (Doutorado) — Université Paris 6, 2004.

VANDERWAL, J. et al. **SDMTools: Species Distribution Modelling Tools: Tools for processing data associated with species distribution modelling exercises**. [S.l.], 2014. R package version 1.1-221. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=SDMTools>>.

WEDDERBURN, R. On the existence and uniqueness of the maximum likelihood estimates for certain generalized linear models. **Biometrika**, Oxford University Press, v. 63, n. 1, p. 27–32, 1976.

WICKHAM, H. The split-apply-combine strategy for data analysis. **Journal of Statistical Software**, v. 40, n. 1, p. 1–29, 2011. Disponível em: <<http://www.jstatsoft.org/v40/i01/>>.