

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

DOUGLAS VIANA

EFEITOS SUBLETAIS, MORTALIDADE E SUSTENTABILIDADE DA CAPTURA
INCIDENTAL DE PEIXES NA PESCA DE CAMARÃO NO LITORAL DO PARANÁ

CURITIBA

2020

DOUGLAS VIANA

EFEITOS SUBLETAIS, MORTALIDADE E SUSTENTABILIDADE DA CAPTURA
INCIDENTAL DE PEIXES NA PESCA DE CAMARÃO NO LITORAL DO PARANÁ

Tese apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação, no curso de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, da Universidade Federal do Paraná.

Orientadora: Prof^a. Dra. Lucélia Donatti
Coorientador: Prof. Dr. Luís Fernando Fávoro

CURITIBA

2020

Universidade Federal do Paraná
Sistema de Bibliotecas
(Giana Mara Seniski Silva – CRB/9 1406)

Viana, Douglas

Efeitos subletais, mortalidade e sustentabilidade da captura incidental de peixes na pesca de camarão no litoral do Paraná. / Douglas Viana. – Curitiba, 2020.

122 p.: il.

Orientadora: Lucélia Donatti.

Coorientador: Luís Fernando Fávoro.

Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

1. Camarão - Pesca. 2. Pesca de arrastão - Paraná. 3. Peixes - Mortalidade. 4. Sustentabilidade. 5. Ictiofauna. I. Título. II. Donatti, Lucélia, 1964-. III. Fávoro, Luis Fernando, 1966-. IV. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

CDD (22. ed.) 639.58

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **DOUGLAS VIANA** intitulada: **Efeitos subletais, mortalidade e sustentabilidade da captura incidental de peixes na pesca de camarão no litoral do Paraná**, sob orientação da Profa. Dra. LUCELIA DONATTI, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 25 de Setembro de 2020.

Assinatura Eletrônica
27/11/2020 12:54:27.0

LUCELIA DONATTI
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica
27/11/2020 15:09:37.0

HENRY LOUIS SPACH
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
28/11/2020 18:28:06.0

SILVIA ROMÃO
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL)

Assinatura Eletrônica
01/12/2020 08:33:21.0

PAULO DE TARSO DA CUNHA CHAVES
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
27/11/2020 12:20:54.0

VINICIUS ABILHOA
Avaliador Externo (MUSEU DE HISTÓRIA NATURAL CAPÃO DA
IMBUÍA)

Dedico este trabalho à minha família, que sempre me apoiou incondicionalmente em todos os momentos de incerteza. A meu companheiro e amigo, Fernando Salerno Bonfim, pela paciência e por ter me motivado a seguir em frente, que mesmo distante sempre presente. Dedico também a todos os amigos e amigas que acreditam e que apesar de todas as limitações, persistem e lutam pela Ciência e Educação.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a todos aqueles que contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho. Primeiramente e em especial, à minha orientadora, Prof^a Dr^a. Lucélia Donatti, por ter me oportunizado esta valorosa experiência, à qual certamente, mudou minha vida. Obrigado pela paciência e pelos conselhos nos momentos difíceis, pela atenção, excelência e seriedade com que conduz a orientação de seus alunos, e também por todo o suporte durante o desenvolvimento desta pesquisa.

Aos meus colegas do Laboratório de Biologia Adaptiva – Departamento de Biologia Celular – UFPR, Priscila Krebsbatch Kandalski, Maria Rosa Dmengeon Pedreiro de Souza, Angela Guillen, Andressa Thais, Ananda Neundorff, Ellen de Arruda Martins e Diego Mauro Carneiro Pereira, pelo profissionalismo no ambiente de trabalho, pela disposição e auxílio nas análises bioquímicas.

Agradeço a meu coorientador, Prof. Dr. Luís Fernando Fávaro – Departamento de Biologia Celular - UFPR, Laboratório de Reprodução e Comunidades de Peixes, pela infraestrutura disponibilizada, por apontar os caminhos e por toda experiência proporcionada.

Obrigado ao Prof. Dr. Ubiratan de Assis Silva, do Centro de Aquicultura e Repovoamento Marinho – CAMAR – UFPR, que forneceu estrutura e apoio logístico para a realização das coletas de campo e de bioensaios. À minha amiga e colega de laboratório no CAMAR, Daniele Peres, minha companheira navegante, auxiliou nas coletas de campo e nos bioensaios. Ao Alaércio da Costa Freitag e Jorge Freitas, técnicos de laboratório no CAMAR, pelo apoio na manutenção dos tanques. Às colegas Camila Tavares pelo auxílio nas análises químicas da água e Barbara Carvalho pelas orientações durante o processo de identificação das espécies. À Matheus Kopp Prandini, aluno do curso de Engenharia Ambiental, Campus Mirassol – UFPR, pelo auxílio na construção dos tanques rede utilizados nos bioensaios.

À prof^a Dr^a. Silvia Romão, Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus de Laranjeiras do Sul, pela contribuição na discussão dos resultados sobre estresse oxidativo. Ao Prof. Dr. Maurício Osvaldo Moura, Departamento de Zoologia/UFPR e ao colega de curso Marcelo Eduardo Borges, pelo auxílio nas análises estatísticas.

Aos pescadores da Comunidade de Barrancos em Pontal do Paraná, pela disposição e apoio durante as expedições de coleta.

Ainda, gostaria de agradecer a todo o corpo docente e colegas do Programa de Pós - Graduação em Ecologia e Conservação - UFPR, que de alguma forma, direta ou indiretamente, contribuíram para que, eu chegasse até aqui e, também, à CAPES pela bolsa de estudos concedida. Sem esta rede de colaboradores, a realização deste trabalho não teria sido possível. Muito obrigado!

RESUMO

O camarão é o principal recurso pesqueiro no litoral do Paraná. A captura é realizada utilizando redes de arrasto de fundo, uma das modalidades menos seletivas, resultando na captura incidental de uma diversidade de espécies não alvo (*bycatch*), sendo os peixes o táxon mais abundante. A captura e devolução dos espécimes que sobrevivem, têm sido uma prática adotada, visando a redução da mortalidade do *bycatch* e o impacto da pesca de arrasto sobre estas populações. Diferentes fatores pesqueiros podem contribuir para o estresse e mortalidade dos peixes durante as capturas, tais como a duração dos arrastos, profundidade, mudanças de temperatura, salinidade, pressão e exposição ao ar durante as despescas. Estudos de campo e laboratoriais para avaliar a sobrevivência e os efeitos subletais, como as injúrias físicas e indicadores fisiológicos de estresse, possibilitam aprimorar o manejo da pesca de arrasto e reduzir a mortalidade da ictiofauna. Além disso, a não quantificação da mortalidade do *bycatch* devolvido ao mar gera subestimativas dos impactos dessas pescarias sobre as populações afetadas. Assim, esta pesquisa buscou avaliar o efeito da pesca de arrasto de fundo sobre as injúrias físicas geradas no processo de captura, nos parâmetros bioquímicos indicadores de estresse, na sobrevivência e na sustentabilidade pesqueira das espécies componentes da ictiofauna acompanhante da pesca de camarão, no litoral do Paraná. Em 2018, foram realizados 36 arrastos experimentais. Os espécimes que sobreviveram à captura foram monitorados em laboratório. Foram realizadas análises de injúrias físicas e de marcadores de estresse oxidativo. Em geral, a mortalidade da ictiofauna foi alta, principalmente entre as espécies mais comuns. A captura incidental de peixes em arrastos de fundo ocorreu de forma não sustentável, sendo que espécies de ambiente e dieta demersais ou bentônicas e bentopelágicas foram as mais vulneráveis. Com relação a resiliência, a maioria das espécies apresentou comprimento médio, abaixo do comprimento de primeira maturação sexual. O *Catch Damage Index* CDI, é uma métrica significativamente relacionada com a sobrevivência das espécies, podendo substituir este último atributo e facilitar a coleta de dados para o monitoramento da sustentabilidade da captura incidental de peixes. Em *Paralichthys brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* a mortalidade foi dependente da incidência de injúrias físicas, tamanho corporal, CDI e duração dos arrastos. Portanto, para estas duas espécies, recomendamos o uso do CDI nas estimativas de mortalidade tardia e sua simplificação metodológica. A alta mortalidade de *Paralichthys brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* parece estar associada às injúrias físicas e não às alterações fisiológicas, dados os perfis dos marcadores de estresse oxidativo observados. As espécies possuem comportamentos e estratégias fisiológicas distintas em relação aos arrastos, porém os padrões de incidência de injúrias e mortalidade são bastante similares, os quais são agravados na medida em que aumenta a duração dos arrastos.

Palavras-Chave: ictiofauna, *bycatch*, injúrias físicas, estresse oxidativo, mortalidade.

ABSTRACT

The shrimp is the main fishing resource on the coast of Paraná. The capture is made using bottom trawls, one of the least selective modalities, resulting in a diversity of incidental capture of non-target species (bycatch), the fish being the most abundant taxon. The capture and return of surviving specimens has been an adopted practice, aiming to reduce bycatch mortality and the impact of trawling on these populations. Different fishing factors can contribute to fish stress and mortality during harvest, such as trawl duration, depth, temperature changes, salinity, pressure and air exposure during harvest. Field and laboratory studies to evaluate survival and sublethal effects, such as physical injuries and physiological stress indicators, make it possible to improve the management of trawl fisheries and reduce ichthyofauna mortality. In addition, the failure to quantify the mortality of the bycatch returned to the sea generates underestimates of the impacts of these fisheries on affected populations. Thus, this research sought to evaluate the effect of bottom trawling on the physical injuries generated in the capture process, on biochemical parameters indicators of stress, on the survival and sustainability of the fish species that accompany the shrimp fishery in the coast of Paraná. In 2018, 36 experimental trawls were carried out. The specimens that survived were monitored in the laboratory. Analysis of physical injuries and markers of oxidative stress were performed. In general, the mortality of ichthyofauna was high, especially among the most common species. The incidental capture of fish in bottom trawls occurred in an unsustainable way, with species of environment and diet demersal or benthic and benthopelagic were the most vulnerable. With respect to resilience, most species had average length, below the length of first sexual maturity. The Catch Damage Index CDI, is a metric significantly related to the survival of species, and can replace the latter attribute and facilitate data collection for monitoring the sustainability of incidental capture of fish. In *Paralanchurus brasiliensis* and *Stellifer rastrifer* mortality was dependent on the incidence of physical injuries, body size, CDI and trawl duration. Therefore, for these two species, we recommend the use of the ICD in estimates of delayed mortality and its methodological simplification. The high mortality of *Paralanchurus brasiliensis* and *Stellifer rastrifer* seems to be associated with physical injuries and not with physiological alterations, given the profiles of the oxidative stress markers observed. The species have different behaviors and physiological strategies in relation to the trawling, but the patterns of incidence of injuries and mortality are quite similar, which are aggravated as the duration of the trawling increases.

Keywords: ichthyofauna, bycatch, physical injuries, oxidative stress, mortality.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

INTRODUÇÃO GERAL

FIGURA 1 - Diagrama dos fatores que contribuem para a mortalidade de peixes descartados em pescarias.....16

CAPÍTULO I

FIGURA 1 - Área de coleta onde operações de arrastos experimentais foram conduzidas, em embarcações tradicionais destinadas à pesca de camarão, localizada no município de Pontal do Paraná, Paraná, Brasil.25

FIGURA 2 - Rede de arrasto de fundo do tipo simples, utilizada na pesca artesanal de camarão no litoral paranaense.26

FIGURA 3 - A: coletas em embarcações tradicionais da pesca de camarão. B e C: arrastos experimentais. D: triagem dos espécimes. E: acondicionamento dos espécimes em caixas plásticas. F: monitoramento da sobrevivência em laboratório (Centro de Aquicultura Marinha e Repovoamento - CAMAR, Pontal do Paraná.....26

FIGURA 4 – Eixos (atributos) nos quais as espécies foram categorizadas para determinar a sustentabilidade relativa dos descartes.....28

FIGURA 5 – Probabilidade e tempo de sobrevivência em função do *Catch Damage Index* (CDI) para as espécies analisadas.....41

FIGURA 6 – Variação nos valores do índice de suscetibilidade em função dos escores do *Catch Damage index* (CDI).....41

FIGURA 7 – Variação nos valores do índice de suscetibilidade em função dos escores do *Catch Damage Index* (CDI) nas espécies analisadas.....42

FIGURA 8 – Distribuição das espécies analisadas sob os atributos de suscetibilidade e resiliência.....44

Figura 9. Análise de Correspondência demonstrando correlações entre espécies e os atributos de suscetibilidade e resiliência nas espécies.....45

CAPÍTULO II

FIGURA 1 - Área de coleta onde operações de arrastos experimentais foram conduzidas, em embarcações tradicionais destinadas à pesca de camarão.....65

FIGURA 2 - Rede de arrasto de fundo do tipo simples, utilizada na pesca artesanal de camarão no litoral paranaense.....	65
FIGURA 3 – Probabilidade de sobrevivência de <i>Paralanchurus brasiliensis</i> estimada pelo modelo de regressão logística em função do tamanho corporal, duração dos arrastos e estações do ano.....	71
FIGURA 4 – Tempo de sobrevivência de <i>Paralanchurus brasiliensis</i> em diferentes estações do ano.....	71
FIGURA 5 – Tempos de sobrevivência (horas) de <i>Paralanchurus brasiliensis</i> em função do tamanho corporal (A) e duração dos arrastos (B).....	72
FIGURA 6 – Tempos de sobrevivência (horas) de <i>Stellifer rastrifer</i> em função da estação do ano, tamanho corporal e duração dos arrastos.....	73
FIGURA 7 – Tempos de sobrevivência (horas) de <i>Stellifer rastrifer</i> em função da estação do ano, tamanho corporal e duração dos arrastos.....	73
FIGURA 8 – Relação entre tamanho corporal, duração das operações de arrasto e <i>Catch Damage Index</i> (CDI), nas diferentes estações do ano para a espécie <i>Paralanchurus brasiliensis</i>	75
FIGURA 9 – Relação entre tamanho corporal, duração das operações de arrasto e <i>Catch Damage Index</i> (CDI), nas diferentes estações do ano para a espécie <i>Stellifer rastrifer</i>	76
FIGURA 10 – Valores de CDI nas diferentes estações do ano para a espécie <i>Stellifer rastrifer</i>	76
FIGURA 11 – Probabilidade de mortalidade em <i>Paralanchurus brasiliensis</i> (A) e <i>Stellifer rastrifer</i> (B) em função do CDI.....	77
FIGURA 12 – Proporção de injúrias em <i>Paralanchurus brasiliensis</i>	78
FIGURA 13 – Relação entre número de indivíduos de <i>Paralanchurus brasiliensis</i> que apresentaram injúrias e não apresentaram injúria e a incidência de mortalidade no momento de captura e após a captura.....	79
FIGURA 14 – Proporção de injúrias em <i>Stellifer rastrifer</i>	81
FIGURA 15 – Relação entre número de indivíduos de <i>Stellifer rastrifer</i> que não apresentaram injúria e apresentaram injúria e a incidência de mortalidade no momento de captura e após a captura.....	82

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

TABELA 1 – Injúrias de captura para cálculo do CDI – <i>Catch Damage Index</i> , para avaliação de injúrias físicas em peixes após operações de captura e manipulação.....	30
TABELA 2 – Atributos, seus respectivos fatores e categorias utilizados para a estimativa da sustentabilidade dos peixes descartados na pesca de camarão.....	32
TABELA 3 – Distribuição das espécies de acordo com as suas abundâncias e famílias nas incursões de coleta do verão, outono, inverno e primavera.....	34
TABELA 4 – Frequência de mortalidade das espécies de peixes componentes da captura incidental na pesca de arrasto direcionada ao camarão no momento e após as capturas.....	36
TABELA 5 – Melhores modelos de regressão resultantes para cada espécie associando o CDI com tamanho corporal (TC), duração dos arrastos (TA) e sazonalidade (SA).....	39
TABELA 6 – Variáveis que influenciaram a mortalidade no momento de captura ou a sobrevivência após a captura.....	36
TABELA 7 – Relação entre o Catch Damage Index - CDI e mortalidade nas espécies.....	40
TABELA 8 – Total de indivíduos capturados por espécie analisada, comprimento de primeira captura, comprimento máximo, comprimento de maturação sexual, número de indivíduos capturados abaixo do comprimento de maturação sexual, proporção de indivíduos capturados abaixo do comprimento de maturação sexual, probabilidade de captura abaixo do comprimento de maturação sexual, probabilidade de captura de comprimento igual ou acima do comprimento de maturidade sexual, comprimento médio, índice de suscetibilidade, índice de resiliência (R) e índice de mortalidade (Z).....	46

CAPÍTULO II

TABELA 1 - Lesões de captura para cálculo do <i>Catch Damage Index</i> – CDI, para avaliação de injúrias físicas em <i>Paralanchurus brasiliensis</i> e <i>Stellifer rastrifer</i> após operações de captura e manipulação.....	67
TABELA 2 -Valores das médias \pm desvio padrão dos níveis de atividade de glutathione S-transferase (GST) e glutathione peroxidase (GPx) e das concentrações de glutathione reduzida (GSH), lipoperoxidação (LPO) e carbonilação proteica (PCO), nos órgãos de <i>Paralanchurus brasiliensis</i> submetidos a diferentes tempos de arrasto.....	84
TABELA 3 - Valores das médias \pm desvio padrão dos níveis de atividade de glutathione S-transferase (GST) e glutathione peroxidase (GPx) e das concentrações de glutathione reduzida (GSH), lipoperoxidação (LPO) e carbonilação proteica (PCO), nos órgãos de <i>Stellifer rastrifer</i> submetidos a diferentes tempos de arrasto.....	85

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	14
CAPÍTULO I – Mortalidade e sustentabilidade da ictiofauna componente da captura incidental na pesca de camarão no litoral do Paraná	20
RESUMO.....	20
1 INTRODUÇÃO	21
2 OBJETIVOS	23
2 .1 Geral.....	23
2.2 Específicos	24
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	24
3.1 Captura incidental e sobrevivência de peixes	24
3.2 Sustentabilidade da captura incidental.....	27
3.3 Atributos e cálculo dos valores dos eixos x e y.....	32
3.4 Análises estatísticas.....	33
4 RESULTADOS	34
4.1 Espécies componentes da pesca incidental.....	34
4.2 Mortalidade da ictiofauna.....	35
4.3 Análise descritiva e validação do <i>Catch Damage Index</i> – CDI.....	36
4.4 Sustentabilidade da captura incidental de peixes.....	43
5 DISCUSSÃO	47
6 CONCLUSÕES	51
REFERÊNCIAS	52
CAPÍTULO II – Efeitos da pesca de arrasto de fundo sobre a mortalidade, injúrias físicas e no estado de estresse oxidativo em Sciaenidae	61
RESUMO.....	61
1 INTRODUÇÃO	62
2 OBJETIVOS	64
2 .1 Geral.....	64
2.2 Específicos	64
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	64
3.1 Coletas.....	61
3.2 Monitoramento da sobrevivência.....	66
3.3 Avaliação de injúrias físicas	67

3.4 Avaliação de marcadores de estresse oxidativo.....	68
3.5 Análises estatísticas.....	69
3.5.1 Injúrias físicas e mortalidade.....	69
3.5.2 Marcadores de estresse oxidativo.....	69
4 RESULTADOS.....	70
4.1 Variações na sobrevivência em relação à duração dos arrastos, sazonalidade e tamanho corporal.....	70
4.2 Variações nos escores de CDI em relação à duração dos arrastos, sazonalidade e tamanho corporal e da mortalidade em função do CDI.....	74
4.3 Variações nos tipos de injúrias físicas, sua relação com a duração dos arrastos, sazonalidade, tamanho corporal e com a mortalidade.....	77
4.4 Marcadores de estresse oxidativo.....	83
5 DISCUSSÃO.....	855
6 CONCLUSÕES.....	92
REFERÊNCIAS.....	94
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	102
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	104
REFERÊNCIAS GERAL.....	108

1 INTRODUÇÃO GERAL

A captura incidental de espécies não-alvo (*bycatch*), em pescarias comerciais e artesanais por arrasto de camarão, é uma ameaça considerável para os ecossistemas aquáticos, sendo os peixes o grupo mais afetado. Enquanto os animais mortos durante o processo de captura servem de alimento para outros, aqueles que sobrevivem são devolvidos ao mar, esperando que se recuperem do estresse de captura (Davis, 2010). Assim, na maioria das pescarias marinhas, o *bycatch* é devolvido ao mar, seja devido ao baixo valor econômico, às medidas regulatórias de captura, à pressão social ou mesmo devido a questões éticas (Wilson et al., 2014).

O camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) e o camarão branco (*Litopenaeus schimitti*) são os recursos pesqueiros mais importantes no litoral paranaense (Andriguetto-Filho et al., 2006). Utilizando-se de rede de arrasto com portas, embarcações de médio e grande porte, se concentram na captura do camarão, havendo um predomínio das embarcações de menor porte, que atuam nas pescarias artesanais. Apesar de sua importância socioeconômica na região, a sobre-exploração das populações pela pesca exerce grande pressão sobre os ecossistemas marinhos, o que pode comprometer a sustentabilidade pesqueira devido ao colapso das populações.

A pesca por arrastos de fundo é uma das modalidades menos seletivas em relação ao pescado alvo e chegou a contribuir com 4,2 milhões de toneladas de descarte entre os anos de 2011 e 2014 (FAO, 2019). Do ponto de vista ecossistêmico, as consequências da captura incidental vão desde a alteração na distribuição de tamanhos das populações afetadas, mudanças da composição de espécies nas áreas de pesca, até a perda de diversidade de ecossistemas marinhos e, conseqüentemente, da sustentabilidade pesqueira (Raby et al., 2015). Dentre a fauna acompanhante, incluem-se vários taxa, espécies com tamanho abaixo do mínimo determinado pela legislação, além de grande quantidade de peixes juvenis (Colotelo, 2013), que em outras fases da vida, muitas destas espécies têm importância para as pescarias comerciais e recreativas.

A maioria dos estudos e avaliações pesqueiras quantificam somente os organismos mortos no momento da captura (Davis, 2010). A não quantificação

da mortalidade do *bycatch* devolvido ao mar gera subestimativas dos impactos negativos da pesca de arrasto de fundo sobre estas populações. Ainda que a mortalidade seja o impacto mais significativo, efeitos considerados como subletais (ou seja, qualquer alteração física, fisiológica ou comportamental não letal resultante da captura e devolução das pescarias) reduzem a performance individual em relação a predadores e coespecíficos, comprometendo o comportamento, crescimento e reprodução (Wilson et al., 2014) ou ocasionando a mortalidade após-liberação.

O desenvolvimento de métodos quantitativos precisos para determinar a relação entre a higidez dos organismos que são devolvidos e a mortalidade posterior é uma importante ferramenta para manejo das práticas pesqueiras, contribuindo para a redução dos impactos dessas atividades sobre o ecossistema. A morte dos animais pode ocorrer de forma imediata, durante a pesca, ou tardia, e é uma resposta espécie-específica fortemente associada com a sua morfologia, tamanho e fisiologia, sendo dependente da intensidade dos agentes estressores no processo de captura e das condições ambientais.

A mortalidade imediata, geralmente, é causada por lesões físicas e estresse fisiológico agudo, enquanto a mortalidade tardia é promovida por lesão física, seguida de infecção e predação, associadas ao comprometimento comportamental. O tempo de permanência na rede, a duração dos arrastos, a temperatura da água, a transferência e manipulação dos organismos no deck das embarcações são fatores determinantes na sobrevivência dos indivíduos liberados (Davis, 2002; Cooke & Suski, 2004; Larocque et al., 2012) (Figura 1).

As injúrias físicas incluem a perfuração de órgãos vitais, lesões dérmicas, barotrauma e manchas escuras na superfície ventral. Dentre os distúrbios fisiológicos estão as respostas ao estresse, alterações no metabolismo, aumento do estresse oxidativo e diminuição da imunidade. O comprometimento comportamental, refere-se a perda da performance natatória e de mecanismos de evasão à predadores (Wilson et al., 2014).

A intensidade desses parâmetros pode ser determinante para a sobrevivência da ictiofauna devolvida ao mar e está relacionada às espécies afetadas, aos tamanhos e os estágios de vida, sendo potencializada pela exposição ao ar e anóxia durante a seleção do pescado a bordo das embarcações.

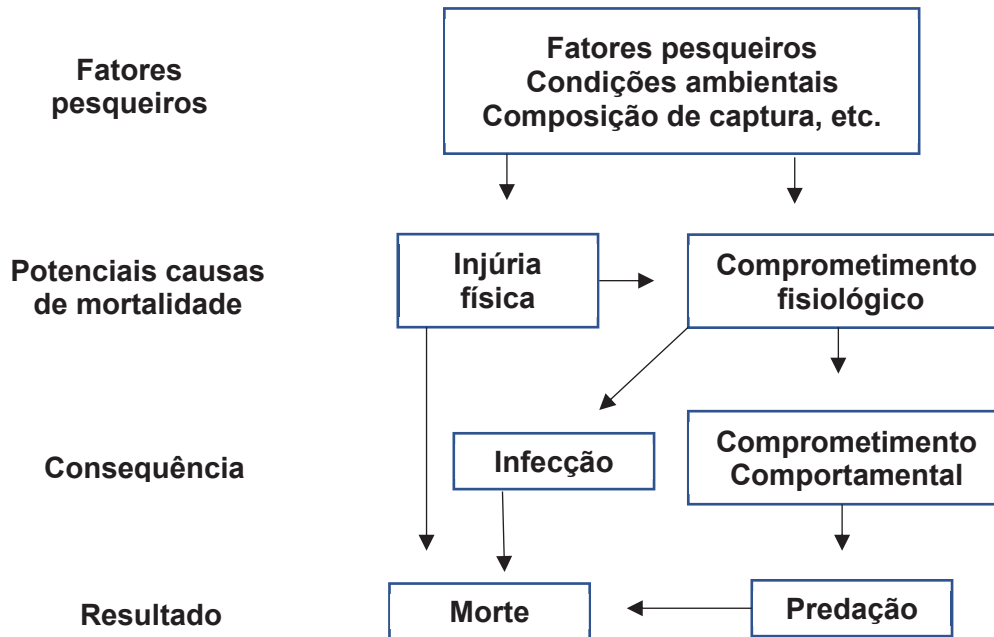


Figura 1. Diagrama dos fatores que contribuem para a mortalidade de peixes descartados em pescarias. Fatores pesqueiros incluem apetrechos e técnicas pesqueiras, condições ambientais (duração dos arrastos, peso total da captura, temperatura, corrente e exposição ao ar), composição da captura (espécies, tamanho, idade e quantidade), (Davis, 2002; Cooke & Suski, 2004; Larocque et al., 2012).

As práticas pesqueiras são continuamente modificadas no intuito de reduzir a captura e a mortalidade do *bycatch*. Dispositivos desenvolvidos para reduzir a captura nas redes de arrasto, comumente conhecidos como BRD's (*Bycatch Reduction Devices*), por exemplo, têm sido testados e implementados com resultados positivos na frota camaroeira em diferentes regiões do mundo e no Brasil (Silva, 2011; Pravin et al., 2013). Contudo, as alterações físicas, fisiológicas e comportamentais, associadas com os fatores abióticos e as condições da pesca (duração dos arrastos, manipulação e tempo de permanência do pescado no deck das embarcações) ainda são pouco conhecidas em relação à taxa de mortalidade dos espécimes devolvidos ao mar (Davis, 2002; Methling et al., 2017).

O desenvolvimento de métodos quantitativos para avaliar a sustentabilidade das capturas acessórias na pesca de camarão, têm sido um grande obstáculo para estimar o real impacto dessa prática sobre as populações afetadas, assim como, a implementação de medidas de manejo que visem reduzir a mortalidade da ictiofauna não alvo capturada. Para alcançar tal entendimento é necessário conhecer as consequências do estresse e das injúrias físicas geradas durante o processo de captura e após a liberação dos peixes.

Diante desse contexto, a presente pesquisa buscou investigar os efeitos da pesca de arrasto de fundo, sobre a mortalidade, injúrias físicas, alterações de parâmetros fisiológicos indicadores de estresse e a sustentabilidade da ictiofauna componente da captura incidental, da pesca de camarão no litoral paranaense. Esta tese possui dois capítulos, sendo o Capítulo I “Mortalidade e sustentabilidade da ictiofauna componente da captura incidental na pesca de camarão no litoral do Paraná” e o Capítulo II “Efeitos da pesca de arrasto de fundo sobre a mortalidade, injúrias físicas e no estado de estresse oxidativo em Sciaenidae”.

REFERÊNCIAS

- Andriguetto-Filho, J. M.; Chaves, P. T.; Santos, C.; Liberati, S. A. 2006. Diagnóstico da Pesca no estado do Paraná. Pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: Recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. Editora Universitária UFPA, Belém do Pará, 188 p.
- Colotelo, A. H.; Raby, G. D.; Hasler, C. T.; Haxton, T. J.; Smokorowski, K. E.; Blouin-Demers, G.; Cooke, S. J. 2013. Northern pike bycatch in an inland commercial hoop net fishery: effects of water temperature and net tending frequency on injury, physiology, and survival. *Fisheries Research*, 137: 41 - 49.
- Cooke, S. J.; Suski, C. D. 2004. Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch-and-release fisheries? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14 (3): 299 - 326.
- Davis, M. W. 2002. Key principles for understanding fish bycatch discard mortality. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1834 – 1848.
- Davis, M. W. 2010. Fish stress and mortality can be predicted using reflex impairment. *Fish and Fisheries*, 11 (1): 1 – 11.
- F. A. O. 2019. A third assessment of global marine fisheries discards. Technical Paper, 75 p.
- Larocque, S. M.; Cooke, S. J.; Blouin-Demers, G. 2012. Mitigating bycatch of freshwater turtles in passively fished fyke nets through the use of exclusion and escape modifications. *Fisheries Research*, 125 (126): 149 – 155
- Methling, C.; Skov, P. V.; Madsen, N. 2017. Reflex impairment, physiological stress, and discard mortality of European plaice *Pleuronectes platessa* in an otter trawl fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 74 (6): 1660 – 1667.
- Pravin, P.; Gibinkumar, T. T.; Sabu, S.; Boopendranath, M. R. 2019. Bycatch Reduction Devices. *Regional Symposium on Ecosystem Approaches to Marine Fisheries & Biodiversity*, 27 (30): 117 - 120.
- Raby, G. D.; Hinch S. G.; Patterson D. A.; Hills J. A.; Thompson L. A., Cooke S. J. 2015. Mechanisms to explain purse seine bycatch mortality of coho salmon. *Ecol Appl*, 25 (7), 1757 - 1775.

- Silva, C. 2011. Eficiência de redutores de captura incidental na pesca artesanal do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no Paraná, Brasil. Dissertação de mestrado (Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos), Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná. 83 p.
- Wilson, S. M; Raby, G. D.; Burnett N. J.; Hinch, S. G.; Cooke, S. J. 2014. Looking beyond the mortality of bycatch: sublethal effects of incidental capture on marine animals. *Biol Conserv.*, 171: 61 – 72.

CAPÍTULO I

Mortalidade e sustentabilidade da ictiofauna componente da captura incidental na pesca de camarão no litoral do Paraná

RESUMO

A pesca de camarão realizada por meio de arrastos de fundo, gera uma captura incidental de peixes abundante e diversificada, o que representa uma pressão sobre os ecossistemas costeiros. Devido ao tamanho reduzido, por não apresentar importância econômica ou mesmo questões éticas e regulatórias, tanto os espécimes que sobrevivem ou mortos no processo de captura, são devolvidos ao mar, o que leva a subestimativas do impacto destas pescarias sobre as populações afetadas. Diante disto, foi avaliada sazonalmente a mortalidade imediata e após as capturas, a suscetibilidade e a resiliência das espécies, buscando determinar a sustentabilidade da captura incidental de peixes, na pesca voltada ao camarão, no litoral do Paraná. Os espécimes foram coletados por meio de arrastos experimentais, isto é, 15, 30 e 45 minutos de duração. A sobrevivência, a partir do momento das capturas, foi monitorada regularmente em laboratório (0 - 156 horas). A incidência de injúrias físicas foi analisada entre as espécies para composição do *Catch Damage Index* (CDI). Características ecológicas inerentes às espécies, foram categorizadas para cálculo dos índices de suscetibilidade (eixo y) e resiliência (eixo x), utilizados para determinar a sustentabilidade das capturas. Foram capturados 11.559 indivíduos distribuídos em 48 espécies e 22 famílias, sendo as mais abundantes Sciaenidae, Carangidae e Engraulidae. *Stellifer rastrifer* e *Pellona harroweri* foram as espécies mais representativas. A mortalidade foi alta para a maioria das espécies, sendo que esta ocorreu principalmente no momento das capturas ou durante as primeiras horas de monitoramento. As espécies que apresentaram alto percentual de sobrevivência ($\geq 50\%$), foram capturadas ocasionalmente. Maior duração dos arrastos implica em maior incidência de injúrias (CDI). A captura incidental de peixes em arrastos de fundo ocorre de forma não sustentável, sendo que espécies de ambiente e dieta, demersais ou bentônicas e bentopelágicas são mais vulneráveis. Maior suscetibilidade foi observada em *Paralonchurus brasiliensis* enquanto que *Cetengraulis edentulus* e *Lycengraulis grossidens* são as espécies de menor suscetibilidade. Com relação a resiliência, a maioria das espécies apresentou comprimento médio, abaixo do comprimento de primeira maturação sexual. *Trichiurus lepturus* mostrou a menor resiliência, enquanto *Harengula clupei* e *Stellifer stellifer* os índices mais altos. Análises descritivas revelaram que o *Catch Damage Index* (CDI), é uma métrica significativamente relacionada com a sobrevivência das espécies, podendo substituir este último atributo, o que facilitaria a coleta de dados para o monitoramento da sustentabilidade da captura incidental de peixes, na pesca de arrasto de fundo destinada à captura de camarão na região.

Palavras-chave: pesca incidental, ictiofauna, sustentabilidade, mortalidade.

1 INTRODUÇÃO

A pesca de camarão realizada por meio de redes de arrasto de fundo gera impactos sobre a biota marinha. Devido à sua baixa seletividade, arrastos de fundo promovem uma captura incidental (*bycatch*) muito diversificada, o que somado à prática da sobrepesca, faz desta modalidade em relação a outras artes de pesca, a principal responsável pela alta captura de fauna acompanhante e pelos descartes das espécies não alvo.

No período de 2010 a 2014, a pesca de arrasto de fundo, dentre elas voltada ao camarão, representou 45,5% do descarte total global e o Atlântico Sul foi a região que apresentou as mais elevadas taxas de descarte (FAO, 2019). Entre as consequências do descarte figuram as alterações na estrutura dos ecossistemas marinhos, como as mudanças na composição das comunidades e alterações nas relações entre presas e predadores, devido à remoção de espécies-alvo e não-alvo, a mortalidade e as modificações de habitat (Alverson et al., 1994).

O camarão é o principal recurso pesqueiro nas regiões Sul e Sudeste do Brasil, onde a composição dos descartes do *bycatch* tem sido pesquisada, sendo formada, tanto em quantidade quanto em variedade, principalmente por espécies de peixes (Vianna & Almeida, 2005; Gomes & Chaves, 2006; Cattani et al., 2012; Sedrez et al., 2013). No litoral paranaense a pesca de camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* e de camarão branco *Litopenaeus schimitti* por arrastos de fundo é a mais explorada, na qual se concentram embarcações de diferentes portes, havendo predomínio das embarcações de menor porte, atuando na pesca artesanal. A pesca de camarão é de grande importância socioeconômica na região, contudo a sobre-exploração das populações pela pesca exerce forte pressão sobre os ecossistemas marinhos (Andriguetto-Filho et al., 2006).

Em razão da sua abundância nos descartes, os peixes são os mais afetados na pesca por arrasto (Stobutzki et al., 2001a). A captura prematura de indivíduos juvenis ou em idade de recrutamento pode provocar, além do declínio destas populações, mudanças na distribuição de classes de tamanho dos espécimes, alterações na abundância e composição de famílias e como consequência, a perda da sustentabilidade pesqueira (Raby et al., 2015).

A captura seguida da devolução ao mar dos espécimes que sobrevivem, é uma medida apontada para redução das taxas de mortalidade do descarte e, assim, uma tentativa de minimizar os impactos do *bycatch* (Ellis, et al., 2017). Contudo, durante as pescarias os espécimes são expostos a diferentes agentes estressores que, dependendo da sua intensidade, podem determinar a mortalidade imediata, tardia ou a recuperação e sobrevivência do descarte. Ainda que a mortalidade seja o impacto mais significativo, efeitos considerados como subletais (ou seja, qualquer alteração física, fisiológica ou comportamental não letal resultante da captura e devolução das pescarias) reduzem a performance individual em relação a predadores e coespecíficos, comprometendo o comportamento, crescimento e reprodução (Wilson et al., 2014) ou ocasionando a mortalidade após a liberação. A mortalidade do descarte é geralmente considerada no momento da captura, sendo omitidas as taxas de mortalidade tardia, o que gera subestimativas da mortalidade total (Davis, 2002). Portanto, a quantificação de taxas de sobrevivência após a devolução dos peixes ao mar é essencial para o cálculo de estimativas da mortalidade total do descarte e também para analisar a eficiência da devolução dos peixes na pesca de arrasto direcionada ao camarão.

É crescente a preocupação sobre os impactos do descarte na estrutura dos ecossistemas marinhos. A argumentação para isso é baseada na observação de altas taxas de descarte, porém, raramente partindo de avaliações detalhadas das populações impactadas (Alverson et al., 1994). As taxas de mortalidade e sobrevivência dos peixes descartados durante as pescarias são atributos importantes para avaliação da sustentabilidade pesqueira. No entanto, é necessário cautela ao considerar que elevadas taxas de descarte impliquem, necessariamente, na ocorrência de impactos biológicos ou ecológicos significativos, assim como não se pode presumir a sua ausência sob baixas taxas de descarte.

Os efeitos do descarte sobre as populações podem diferir significativamente dependendo das características de história de vida das espécies (Alverson et al., 1994). Assim, o conhecimento sobre as relações entre a quantidade de descarte, a mortalidade e seus efeitos sobre populações e comunidades, possibilitam dimensionar as consequências da captura incidental sobre os ecossistemas marinhos.

Apesar da ausência de registros históricos sobre estimativas de descarte, o monitoramento de algumas populações tem demonstrado uma redução nas capturas, tanto das espécies-alvo como dos descartes, o que sugere uma redução dos estoques (Zeller et al., 2005; Pérez Roda et al., 2019). Ainda, a dificuldade no estabelecimento de abordagens metodológicas que possibilitem relacionar as taxas de descarte com a magnitude dos seus efeitos sobre as populações e comunidades marinhas, representa um desafio na avaliação dos impactos da pesca por arrasto.

Buscando preencher esta lacuna, Stobutzki et al. (2001b), desenvolveram um método que permite determinar o provável impacto da pesca de arrasto na sustentabilidade das espécies de peixes componentes do *bycatch*, visando o estabelecimento de prioridades na pesquisa e manejo dos descartes na pesca. O método baseia-se na ordenação das espécies, a partir de diferentes características biológicas e ecológicas, as quais são computadas em dois atributos: 1. Suscetibilidade à captura e mortalidade; 2. Resiliência: capacidade de recuperação da população após uma depleção. O ranking de cada espécie, com base nestes dois atributos, determina a sua capacidade relativa de suportar a pressão da pesca de arrasto.

Tendo em vista a problemática que envolve a captura incidental de peixes, os quais são devolvidos ao ambiente, buscamos analisar aspectos da sobrevivência e sustentabilidade da ictiofauna componente dos descartes da pesca de camarão por arrastos de fundo, em uma área situada no Atlântico Sul do Brasil.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar a mortalidade e a sustentabilidade da captura incidental de peixes, na pesca de arrasto de fundo direcionada ao camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) e camarão branco (*Litopenaeus schimitti*).

2.2 Específicos

- Determinar a taxa de mortalidade da ictiofauna componente da captura incidental, na pesca de arrasto de fundo direcionada ao camarão, por meio do monitoramento da sobrevivência dos peixes (0 - 156 horas).
- Avaliar a sustentabilidade do descarte de peixes da captura incidental, na pesca de arrasto de fundo direcionada ao camarão, por meio de atributos ecológicos relacionados à suscetibilidade e resiliência das espécies.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Captura incidental e sobrevivência de peixes

A autorização de coleta de animais foi obtida via Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (SISBIO/ICMBio) sob número 55857-1 e a licença de experimentação animal foi obtida na Comissão de Ética no Uso de Animais do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná (CEUA-BIO/UFPR) sob número 1055.

As coletas foram realizadas em embarcações tradicionais destinadas à pescaria artesanal de camarão, procurando simular as condições de pesca em uma área situada no município de Pontal do Paraná, Brasil (-25.63162158'S; -48.36730957'W), (Figura 1). As embarcações eram equipadas com um motor de 21 HP e uma rede de arrasto de fundo do tipo simples, com portas, usual na captura de camarão no litoral paranaense, com 6,5 m de comprimento, 1,5 m de abertura máxima de boca e ensacador com malha de 24 mm entre nós opostos (Figura 2). As capturas foram sazonais, sendo realizadas em cada estação do ano três incursões de coleta, compostas de três arrastos experimentais, com duração de 15, 30 e 45 minutos (Figura 3 A, B e C). Foram registrados dados abióticos de profundidade, temperatura e salinidade, com auxílio de um dispositivo Castway® - CTD (Anexo 1 – Material suplementar).

Durante as despescas, os peixes foram separados de acordo com a duração dos arrastos. Todos os peixes mortos no momento da captura foram acondicionados e mantidos em compartimentos refrigerados para posterior identificação e registro de dados biométricos: comprimento total, comprimento

padrão, peso total e avaliação de injúrias físicas decorrentes do processo de captura. Os peixes que sobreviveram ao processo de captura foram imediatamente acondicionados em caixas equipadas com sistema de troca de água e aeração e, posteriormente, confinados em tanques rede dispostos em tanques de recuperação (12.000 litros) localizados no Centro de Aquicultura Marinha e Repovoamento - CAMAR - UFPR, em Pontal do Paraná para monitoramento da sobrevivência (Figuras 3 D, E e F).

Desde o momento da captura a sobrevivência dos peixes foi monitorada por meio de inspeções regulares em intervalos de até oito horas (0, 3, 6, 12, 20, 28, 36, 44, 52, 60, 68, 76, 84, 92, 100, 108, 116, 124, 132, 140, 148 e 156 horas), e a cada intervalo os peixes mortos foram removidos dos tanques.

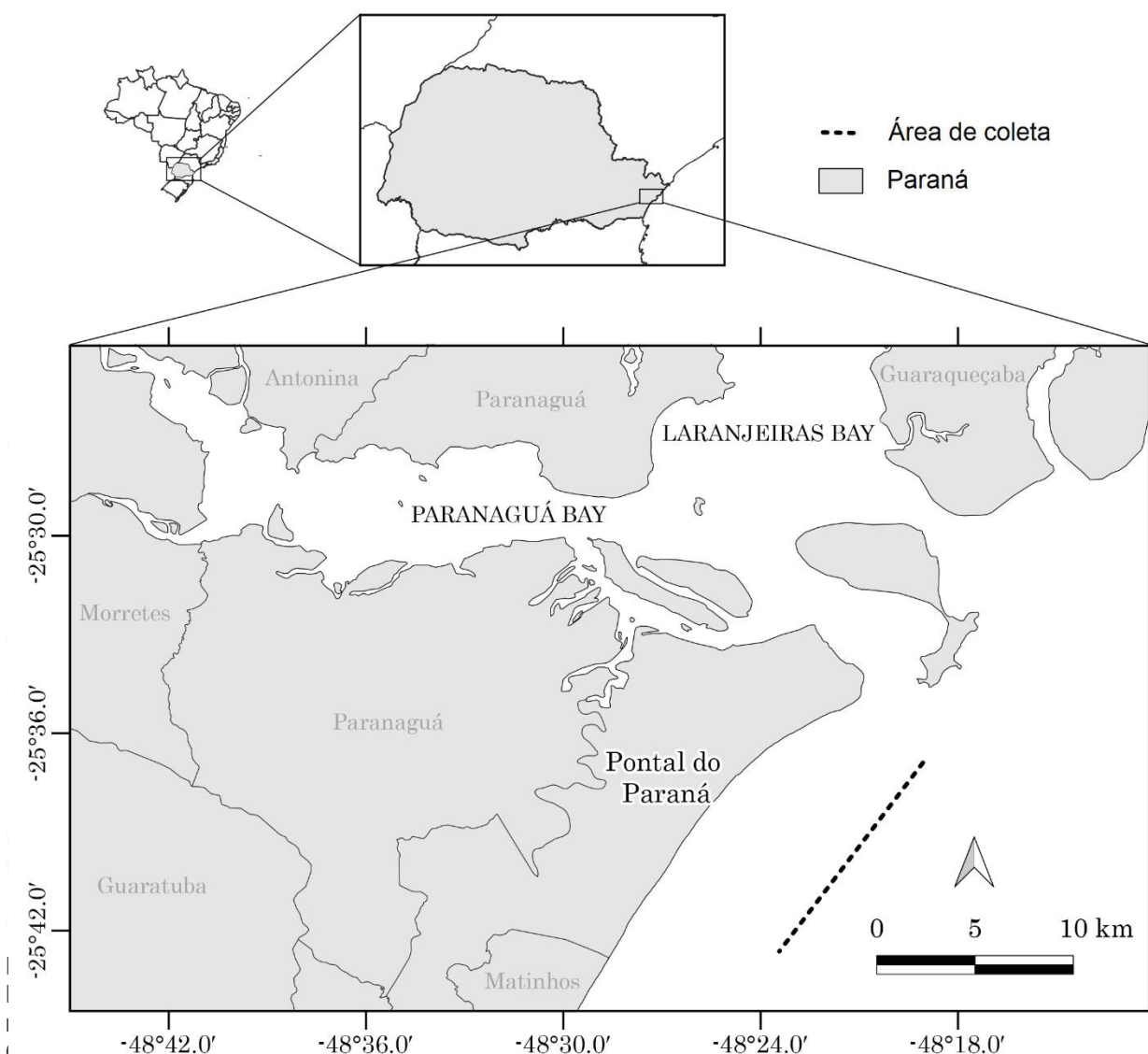


Figura 1. Área de coleta (linha tracejada) onde operações de arrastos experimentais foram conduzidas, em embarcações tradicionais destinadas à pesca de camarão, localizada no município de Pontal do Paraná, Paraná, Brasil.

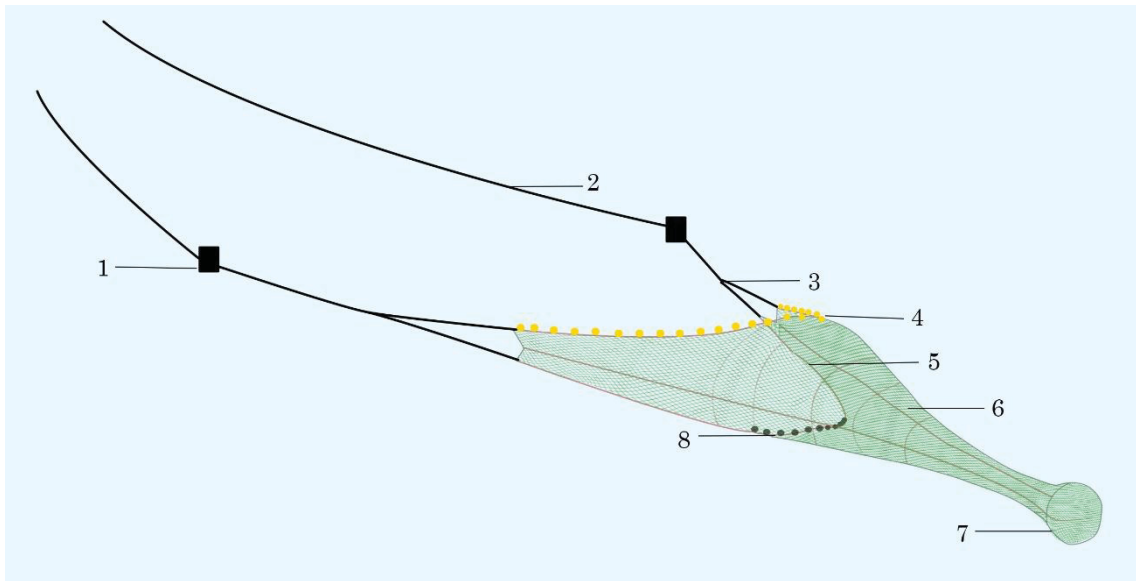


Figura 2. Rede de arrasto de fundo do tipo simples, utilizada na pesca artesanal de camarão no litoral paranaense. 1. Porta de arrasto, 2. Cabo de arrasto, 3. Cabo varredouro, 4. Tralha inferior 5. Asa, 6. Rede de arrasto, 7. Saco, 8. Tralha superior (Catchpole, 2009).



Figura 3. A: coletas em embarcações tradicionais da pesca de camarão. B e C: arrastos experimentais. D: triagem dos espécimes. E: acondicionamento dos espécimes em caixas plásticas. F: monitoramento da sobrevivência em laboratório (Centro de Aquicultura Marinha e Repovoamento - CAMAR, Pontal do Paraná).

A taxa de sobrevivência foi estimada como sendo a razão entre o total de indivíduos de cada espécie que sobreviveram ao final dos setes dias de monitoramento e, o total de indivíduos capturados para cada espécie. Dados biométricos e a identificação até o nível taxonômico mais específico, segundo Menezes & Figueiredo (1978, 1977, 1980, 2000), foram obtidos dos peixes mortos. A qualidade da água dos tanques foi controlada ao longo do

experimento, através de um sistema de aeração e realização da troca completa, a cada 48 horas. Além disso, foram realizadas análises diárias das concentrações de oxigênio dissolvido, amônia e nitrito, do pH, temperatura e salinidade da água.

3.2 Sustentabilidade da captura incidental

Foi utilizado o método proposto por Stobutzki et al., (2001b), adaptado por Feitosa et al., (2008) e modificado por Silva Júnior et al., (2013), para a avaliação da sustentabilidade do *bycatch* da ictiofauna da pesca de camarão por arrasto de fundo. O método é baseado em características biológicas e ecológicas apresentadas pelas espécies (fatores), às quais foram categorizadas para compor dois eixos - atributos, que definem a sustentabilidade de captura dos peixes descartados: (1) suscetibilidade à captura e mortalidade e (2) capacidade de resiliência após um potencial declínio populacional. Adicionalmente, neste estudo, incluímos no eixo do atributo (1) a mortalidade tardia e as injúrias físicas sofridas pelas espécies durante o processo de captura, expressas por meio do CDI - *Catch Damage Index* (Depestele et al. 2014), modificado a partir de (Esaiassen et al., 2013).

Valores entre 1 e 3 foram designados na categorização dos fatores componentes dos atributos da sustentabilidade (Stobutzki et al., 2001b). Onde 1 significa que uma espécie é altamente suscetível à captura ou tem uma baixa capacidade de se recuperar, sendo 2 e 3 menos suscetíveis. Os valores dos atributos categorizados, são utilizados para o cálculo de um índice (equação 1) de suscetibilidade (eixo y) e resiliência (eixo x) e plotados em um gráfico que indica se a espécie apresenta captura mais ou menos sustentável (Figura 4).

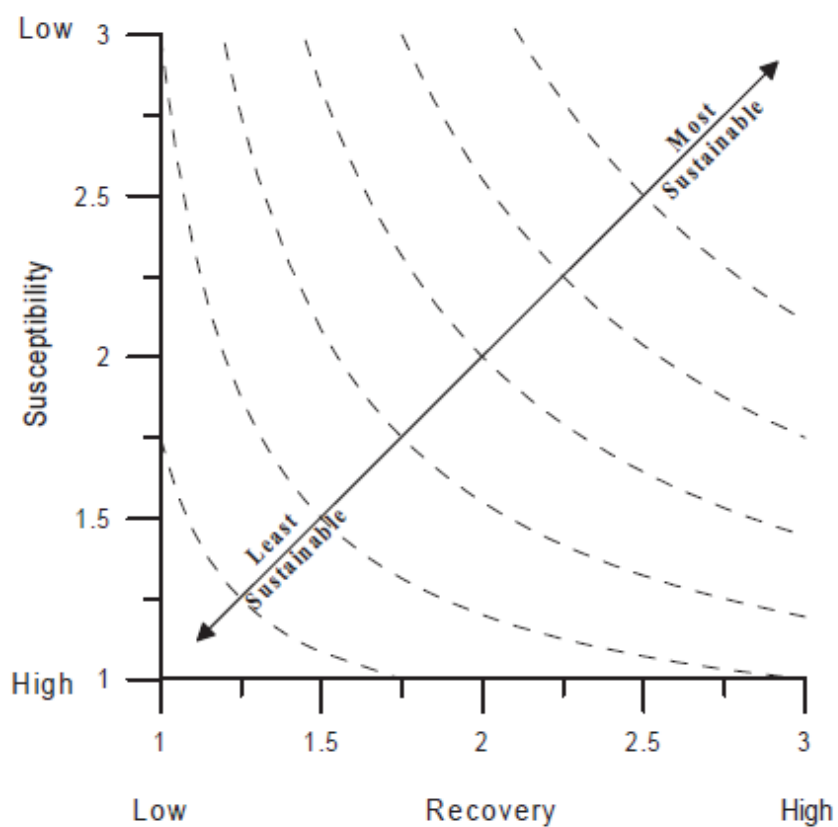


Figura 4 – Eixos (atributos) nos quais as espécies foram categorizadas para determinar a sustentabilidade relativa dos descartes. O eixo y representa características relacionadas à mortalidade e suscetibilidade à captura. O eixo x é composto por fatores associados à resiliência das espécies (capacidade de recuperação da população após uma depleção). O *rank* mínimo que uma espécie pode apresentar é 1 e o máximo 3 (Stobutzki et al. 2001b).

Quando a informação sobre um determinado fator não estava disponível na literatura para determinada espécie foi adotado o mesmo valor de outra espécie ou gênero da família. Na ausência de informação sobre uma determinada espécie ou gênero, foi então atribuído o valor 1 como precaução. Foram considerados os seguintes fatores componentes dos eixos:

1. Suscetibilidade e mortalidade na captura por arrasto (eixo y).
 - a) Posição na coluna d'água: as espécies bentônicas e demersais têm maior probabilidade de captura do que as espécies pelágicas na pesca de arrasto de fundo.
 - b) Sobrevivência: dividida em três categorias, baseadas na frequência de sobrevivência das espécies, durante o monitoramento da sobrevivência, sendo: probabilidade de sobrevivência $\leq 33,3\%$; entre 33,4 e 66,5; e $\geq 66,6\%$.
 - c) Dieta: relacionada aos principais itens alimentares consumidos pelas espécies. Espécies que se alimentam de organismos bentônicos ou demersais tem maior suscetibilidade do que aquelas que se alimentam de organismos pelágicos.
 - d) Injúrias físicas – CDI: todos os espécimes coletados foram submetidos à avaliação das injúrias físicas decorrentes do processo de captura, por meio da observação sistemática e macroscópica, da presença e da extensão de um conjunto de lesões físicas para composição do CDI – *Catch Damage Index*. Os valores do escore de CDI podem variar entre 0 e 14, conforme os tipos de injúrias presentes e da extensão de cada uma delas (Tabela 1). Sendo assim, os escores foram categorizados como a seguir: $CDI > 9$; $4 < CDI \leq 9$; $CDI \leq 4$ (Tabela 1).

Tabela 1. Injúrias de captura para cálculo do CDI – *Catch Damage Index* (modificado a partir de Esaiassen et al., 2013), para avaliação de injúrias físicas em peixes após operações de captura e manipulação (Depestele et al., 2014). Contusões são marcadas separadamente para cabeça corpo e cauda.

<i>Catch damage index</i> (CDI)		
Injúrias físicas	Descrição	Escore
Lesões por apetrecho (Rede de arrasto)	Sem marcas	0
	Incisões/perfurações	1
Perda de escamas	<10% de perda de escamas	0
	Entre ≤ 10 e <50% de perda de escamas	1
	$\geq 50\%$ de perda de escamas	2
Contusões/hematomas (escore separado para cabeça, corpo e cauda)	Sem descoloração	0
	< 50 % de descoloração	1
	$\geq 50\%$ de descoloração na área	2
Esmagamento	Nenhuma compressão	0
	< 30% de compressão	1
	$\geq 30\%$ de compressão	2
Coluna vertebral quebrada	Não	0
	Sim	1
Lesões na nadadeira ou cauda	Sem marcas	0
	< 30% de marcas	1
	$\geq 30\%$ de marcas visíveis	2
CDI máximo		14

2. Capacidade de resiliência da população (eixo x).

- a) Maturidade: a maturidade refere-se ao comprimento médio de 1^a maturação sexual, estabelecido para as espécies. Portanto, se na fauna acompanhante a maioria dos indivíduos forem maiores do que o tamanho da primeira maturação, as populações apresentam maiores chances de recuperação após um declínio.
- b) Tamanho máximo: comprimento máximo foi utilizado como um indicativo da resiliência, considerando que espécies de grande porte, com tendência K-estrategista, geralmente apresentam longo período de vida, crescimento lento e maturação sexual tardia, resultando em uma capacidade de resiliência menor, quando comparadas às espécies de pequeno porte.

- c) Captura por unidade de esforço (CPUE) – número de indivíduos capturados por horas de arrasto: relações entre rendimento e esforço de pesca. Normalmente não é proporcional à abundância de recursos ou espécies. Se uma espécie tem pouca capacidade de recuperação e é capturada em grandes quantidades, esta pode ser suscetível a entrar em risco de extinção local.
- d) Estratégia de história de vida: espécies com fertilização externa são menos vulneráveis a um possível risco de extinção (r e k estrategistas).
- e) Mortalidade: refere-se à resiliência de uma população, diretamente associada ao índice de mortalidade, calculado segundo a fórmula:

$$\text{Índice de mortalidade (Z)} = (\text{C max} - \text{C med}) / (\text{C med} - \text{C min})$$

Onde: **C max**: comprimento máximo registrado na literatura para a espécie; **C med**: comprimento total médio de indivíduos capturados; **C' min**: o comprimento mínimo dos indivíduos observados na amostra.

Este índice considera que quanto mais próximo for o comprimento médio (**C med**) do comprimento máximo (**C max**), menor será a mortalidade devido à pesca na população. À medida que a mortalidade devido a captura aumenta na população, o tamanho médio dos indivíduos de uma população aproxima-se do menor comprimento (**C min**). O esforço de pesca passado e atual influenciam no índice, assumindo-se uma taxa de captura e mortalidade constante, para todas as classes de comprimentos capturadas (Sparre & Venema, 1992). Considerando os intervalos das estimativas de mortalidade calculados para as espécies analisadas, três intervalos de índices de mortalidade foram determinados, correspondendo aos pesos 1 - 3, indicados na Tabela 2.

Tabela 2 – Atributos, seus respectivos fatores e categorias utilizados para a estimativa da sustentabilidade dos peixes descartados na pesca arrasto de camarão. Método proposto por Stobutzki et al., (2001), adaptado por Feitosa et al., (2008) e modificado por Silva Júnior et al., (2013).

Atributos/fatores	Peso	Escore		
		1	2	3
Suscetibilidade				
Posição na coluna d'água	3	Demersal ou bentônico	Bento pelágico	Pelágico
Sobrevivência	3	Probabilidade de sobrevivência \leq 33.3%	33.3% <Probabilidade de sobrevivência \leq 66.6%	Probabilidade de sobrevivência > 66.6%
Dieta	3	Organismos demersais ou bento pelágicos	Organismos bento pelágicos	Organismos pelágicos
CDI	3	CDI > 9	4 < CDI \leq 9	CDI \leq 4
Resiliência				
Maturidade	3	< 50% de indivíduos maduros	-	> 50% de indivíduos maduros
Comprimento máximo	3	Tamanho máximo \geq 33.8 cm	10.6 < Tamanho máximo < 33.8	Tamanho máximo \leq 10.6
CPUE indivíduos/hora	3	CPUE \geq 42.7 indivíduos/hora	1.4 indivíduos/hora < CPUE < 42.7 indivíduos/hora	CPUE \leq 1.4 Indivíduos/hora
Estratégia de história de vida	3	Vivíparo	Desovas demersais / cuidado parental	Desova pelágica
Índice de mortalidade (Z)	1	Índice de mortalidade \geq 17.9	0.67 < Índice de mortalidade < 17.9	Índice de mortalidade \leq 0.67

3.3 Atributos e cálculo dos valores dos eixos x e y

O levantamento das características das espécies (atributos) foi realizado por meio de consulta a trabalhos disponíveis na base de dados www.fishbase.org (para referências vide anexo 3, material suplementar), às quais foram categorizadas para cálculo da sustentabilidade e resiliência. Todas as espécies com abundância superior a 0,5% da captura total foram analisadas. A

suscetibilidade total ou a resiliência de uma determinada espécie foi determinada por meio da seguinte equação (equação 1):

$$Si = \sum_{j=1}^n (wj \cdot Ri) / \sum_{j=1}^n wj$$

Onde: **Si** refere-se ao escore de suscetibilidade total ou resiliência de uma espécie *i*. **wj** = peso do critério *j*, **Ri** = peso da espécie *i* para o fator *j*, e **n** o número total de fatores para cada eixo.

3.4 Análises estatísticas

Os dados obtidos foram submetidos a testes paramétricos e análises multivariadas. Para validar a utilização do CDI (*Catch damage index*) no eixo *y* foi realizada uma análise estatística descritiva. Foram selecionadas as espécies que possuíam ao menos 40 indivíduos amostrados.

Para analisar a influência da sazonalidade, tamanho corporal e duração dos arrastos na predição do CDI foram realizadas regressões comparando todas as combinações possíveis de variáveis para três diferentes tipos de modelos: regressão linear (gaussiana), GLM (poisson) e GLM (binomial negativo). O melhor modelo foi escolhido de acordo com o critério de informação Akaike (AIC).

A análise da relação entre CDI e mortalidade para cada espécie, foi realizada por meio de uma regressão GLM da classe Hurdle Model, com o pacote “pscl” no R. Esse modelo divide as variáveis resposta em duas partes: tempo de sobrevivência igual a zero, e tempo de sobrevivência maior do que zero. Para a primeira parte do modelo, realizamos uma regressão logística, que calcula a probabilidade de mortalidade em função do CDI. Para os indivíduos que não tiveram tempo de mortalidade zero, foi então calculado o tempo de sobrevivência em horas em função destas mesmas variáveis (segunda parte do modelo). Essa regressão foi um GLM assumindo distribuição binomial negativa do tempo de sobrevivência e truncada em zero. Estas análises também foram utilizadas para avaliar a influência da sazonalidade, tamanho corporal e duração dos arrastos na sobrevivência das espécies

O teste Z foi aplicado para estimar a probabilidade de os peixes serem capturados antes ou depois de atingir o tamanho da primeira maturação. Análise

de Correspondência Fatorial (FCA) foi utilizada para determinar e descrever as associações entre os fatores - atributos de sustentabilidade e as espécies.

Todas as análises descritas acima foram realizadas no software R, versão 3.5.3 (R Core Team, 2019).

4 RESULTADOS

4.1 Espécies componentes da pesca incidental

Foram capturados 11.559 indivíduos e registradas 48 espécies de peixes, distribuídas em 22 famílias (Tabela 3). As famílias mais abundantes em número de indivíduos e de espécies foram Sciaenidae, Carangidae e Engraulidae (Tabela 5). As espécies mais representativas foram *Stellifer rastrifer* (Sciaenidae) e *Pellona harroweri* (Pristigasteridae), as quais contribuíram com 3.730 e 2.404 indivíduos respectivamente.

Tabela 3. Distribuição das famílias e suas respectivas espécies com o registro da abundância e proporção de captura (%) para o total de coletas realizadas. *Espécies excluídas das análises descritivas.

Família	Espécie	Abundância (n)	%
Ariidae	<i>Cathrops spixii</i>	373	3,2
	<i>Genidens barbatus*</i>	25	0,2
	<i>Aspistor luniscutis*</i>	16	0,1
	<i>Genidens genidens*</i>	1	0,008
Achiridae	<i>Achirus declivis</i>	52	0,449
	<i>Trinectes paulistanus</i>	34	0,294
	<i>Achirus lineatus*</i>	20	0,173
	<i>Trinectes microphthalmus*</i>	2	0,0017
Balistidae	<i>Balistes carolinensis*</i>	5	0,04
	<i>Oligoplites saurus</i>	420	3,6
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	192	1,66
	<i>Selene setapinnis</i>	173	1,49
	<i>Hemicaranx amblyrhynchus*</i>	5	0,04
	<i>Selene vomer*</i>	2	0,0017
Clupeidae	<i>Harengula clupeiola</i>	72	0,622
Cynoglossidae	<i>Symphurus tessellatus*</i>	33	0,285
Diodontidae	<i>Chilomycterus spinosus*</i>	7	0,060
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber*</i>	6	0,051
	<i>Anchoa filifera</i>	448	3,87
Engraulidae	<i>Cetengraulis edentulus</i>	183	1,58
	<i>Lycengraulis grossidens</i>	84	0,726
	<i>Anchoa spinifer*</i>	4	0,034
Gerreidae	<i>Eucinostomus argenteus*</i>	2	0,017
	<i>Conodon nobilis</i>	268	2,31
Haemulidae	<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	46	0,397
	<i>Anisotremus surinamensis*</i>	2	0,017
Narcinidae	<i>Narcine brasiliensis*</i>	2	0,017

Ophidiidae	<i>Ophidion holbrooki</i> *	4	0,034
Paralichthyidae	<i>Etropus crossotus</i>	109	0,942
	<i>Citharichthys spilopterus</i> *	7	0,060
Pristigasteridae	<i>Pellona harroweri</i>	2404	19,06
	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	289	2,50
Sciaenidae	<i>Stellifer rastriker</i>	3730	32,26
	<i>Stellifer brasiliensis</i>	825	7,137
	<i>Larimus breviceps</i>	234	2,02
	<i>Cynoscion</i> sp.	494	4,27
	<i>Paralichthys brasiliensis</i>	438	3,78
	<i>Menticirrhus americanus</i>	227	1,96
	<i>Stellifer stellifer</i>	69	0,596
	<i>Micropogonias furnieri</i> *	13	0,112
	<i>Nebris micros</i> *	12	0,103
	Rhinobatidae	<i>Zapteryx brevirostris</i> *	1
Sphyrnidae	<i>Sphyrna guachancho</i>	47	0,406
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i>	86	0,744
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides testudineus</i> *	7	0,060
	<i>Lagocephalus laevigatus</i> *	2	0,017
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	82	0,709
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i> *	2	0,017
Total (n)		11.559	

4.2 Mortalidade da ictiofauna

A mortalidade foi alta para a maioria das espécies. A maior parte delas apresentou mortalidade imediata ou, nas primeiras horas de monitoramento da sobrevivência. Nenhum indivíduo das espécies *Anchoa filifera*, *Chirocentrodon bleekermanus*, *Eucinostomus argenteus*, *Ophidion holbrooki*, *Prionotus punctatus*, *Selene vomer* e *Trinectes microphthalmus*, sobreviveu ao processo de captura. No entanto, é importante ressaltar que, com exceção das espécies *Anchoa filifera* e *Chirocentrodon bleekermanus*, a frequência de captura das demais espécies foi muito baixa.

Algumas espécies sobreviveram às capturas, no entanto, não sobreviveram até o final do período de monitoramento, isto é 156 horas, sendo elas *Anchoa spinifer*, *Anisotremus surinamensis*, *Cetengraulis edentulus*, *Citharichthys spilopterus*, *Cynoscion* sp., *Larimus breviceps*, *Lycengraulis grossidens*, *Nebris micros*, *Pellona harroweri*, *Sphyrna guachancho*, *Stellifer stellifer* e *Trichiurus lepturus*. A maioria das espécies sobreviveu ao final do período de monitoramento, porém o percentual de sobrevivência foi baixo para a maior parte delas. Destacamos que, dentre todas as espécies, observou-se que, aquelas que apresentaram maior percentual de sobrevivência ($\geq 50\%$ dos

indivíduos capturados), são as espécies menos abundantes, as quais ocorreram ocasionalmente (Tabela 4).

4.3 Análise descritiva e validação do *Catch Damage Index* – CDI

O efeito do tamanho corporal, duração dos arrastos e sazonalidade sobre o CDI variou entre as espécies. Observou-se que independente do melhor modelo ajustado para cada espécie, na maioria delas o CDI foi influenciado por estas três variáveis, com exceção das espécies *Conodon nobilis* e *Pomadasys corvinaeformis* (Tabela 5). Em geral, menor tamanho corporal (comprimento) e arrastos de maior duração, isto é 30 e 45 minutos, foram relacionados com valores de CDI mais elevados.

A mortalidade foi dependente do CDI em praticamente todas as espécies analisadas (Tabela 7). Apesar de não haver uma diferença significativa, foi observada uma tendência de redução na probabilidade e tempo de sobrevivência em função do aumento do CDI (Figura 5). Da mesma forma, na maioria das espécies a mortalidade foi influenciada significativamente pela duração dos arrastos, tamanho corporal e sazonalidade. As espécies apresentaram maior probabilidade de sobrevivência relacionada ao maior tamanho corporal e arrastos de menor duração. Apesar da associação significativa entre a probabilidade de sobrevivência e a sazonalidade entre as espécies, não observamos um padrão comum entre elas nas diferentes estações do ano (Tabela 6).

Calculamos o índice de suscetibilidade (eixo y), utilizando o *catch damage index* - CDI como fator e, sem adionar este na fórmula (equação 1). A inclusão do CDI para as espécies estudadas, ocasionou redução nos valores do índice de suscetibilidade (eixo y), em comparação com o cálculo sem o uso do CDI. Observamos que quanto maior o valor de CDI, maior a redução no valor do índice de susceptibilidade quando o CDI é incluído na métrica (Figuras 6 e 7).

Para cada ponto de CDI, a tendência observada foi de que o valor de susceptibilidade seja aproximadamente 0,3 ponto menor. Assim, tendo em vista a influência do CDI sobre a mortalidade e, sua forte dependência em relação as variáveis duração dos arrastos, tamanho e sazonalidade, descritas no item 4.3, optamos por incluir esta métrica no eixo de suscetibilidade.

Tabela 4. Frequência de mortalidade observada para as espécies de peixes componentes da captura incidental na pesca de arrasto direcionada ao camarão no momento (horas = 0), e após as capturas (entre 0 – 156 horas). Número total de indivíduos capturados por espécie (N), frequência de sobrevivência absoluta (FA) e percentual, (%) de indivíduos por espécie que sobreviveram ao final dos dias de monitoramento.

Espécie	Frequência de mortalidade imediata e após as capturas (horas)															N	Sobrevivência								
	0	3	6	12	20	28	36	44	52	60	68	76	84	92	100		108	116	124	132	140	148	156	FA	%
<i>Achirus declivis</i>	2	5	0	0	0	4	3	3	1	1	5	6	2	5	0	0	3	0	1	0	0	0	52	11	21
<i>Achirus lineatus</i>	1	1	1	0	0	0	2	0	2	1	0	0	3	1	0	0	2	1	1	0	0	0	20	4	20
<i>Anchoa filifera</i>	448	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	448	0	0
<i>Anchoa spinifer</i>	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Anisotremus surinamensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Aspistor luniscutis</i>	5	2	1	0	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	3	18,75
<i>Balistes carolinensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	100
<i>Cathrops spixii</i>	96	65	58	55	36	8	5	11	5	4	2	2	2	6	1	0	1	0	0	0	0	0	373	16	4,2
<i>Cetengraulis edentulus</i>	144	38	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	183	0	0
<i>Chaetodipterus faber</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	6	2	33,33
<i>Chilomycterus spinosus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	7	3	42,85
<i>Chirocentron bleakerianus</i>	289	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	289	0	0
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	113	14	8	4	37	4	3	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	192	4	2,08
<i>Citharichthys spilopterus</i>	1	3	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0
<i>Conodon nobilis</i>	53	26	12	8	6	3	1	3	5	1	0	3	0	13	1	0	1	0	3	1	0	0	268	128	47,76
<i>Cynoscion</i> sp.	357	101	25	6	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	494	0	0
<i>Etopus crossotus</i>	69	18	2	3	7	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	109	6	5,5
<i>Eucinostomus argenteus</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Genidens barbatus</i>	0	3	2	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	25	17	68
<i>Genidens genidens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	100
<i>Harengula clupeiola</i>	48	2	0	1	2	2	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	72	12	16,66
<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	4	80
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	100
<i>Larimus breviceps</i>	204	21	5	1	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	234	0	0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	63	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	84	0	0
<i>Menticirrhus americanus</i>	178	24	5	1	2	1	0	2	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	227	9	3,93

<i>Micropogonias furnieri</i>	6	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	4	30,76
<i>Narcine brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	50	
<i>Nebris micros</i>	10	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	
<i>Oligoplites saurus</i>	250	101	8	9	12	5	12	4	4	4	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	420	8	1,9	0	
<i>Ophiodon holbrooki</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	337	33	15	9	25	6	2	2	1	0	3	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	438	2	0,45	0	
<i>Pellona harroweri</i>	2332	62	9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2404	0	0	0	0	
<i>Peprilus paru</i>	68	9	0	1	2	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	86	3	3	0	0	
<i>Pomadasyis corvinaeformis</i>	35	3	2	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	46	3	6,52	0	0	
<i>Prionotus punctatus</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	
<i>Selene setapinnis</i>	106	14	11	1	22	0	2	2	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	173	11	6,35	0	0	
<i>Selene vomer</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	
<i>Sphoeroides testudineus</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	4	57,14	0	0	
<i>Sphyraena guachancho</i>	36	9	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47	0	0	0	0	
<i>Stellifer brasiliensis</i>	689	55	37	17	12	0	0	2	0	2	3	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	825	3	0,36	0	0	
<i>Stellifer rastrifer</i>	2586	356	447	155	113	12	4	4	2	10	3	6	8	9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3730	13	0,34	0	0	
<i>Stellifer stellifer</i>	56	9	2	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	69	0	0	0	0	
<i>Symphurus tessellatus</i>	11	2	9	1	1	1	0	1	2	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	1	3,03	0	0	
<i>Trichiurus lepturus</i>	80	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	82	0	0	0	0	
<i>Trinectes microphthalmus</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	
<i>Trinectes paulistanus</i>	2	4	8	0	0	2	0	0	3	0	5	1	1	2	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	34	2	5,88	0	0	
<i>Zapteryx brevirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	100	0	0	

Table 5. Melhores modelos de regressão resultantes para cada espécie associando o CDI com tamanho corporal (TC), duração dos arrastos (TA) e sazonalidade (SA). Variáveis significativas quando $p < 0,05$ (detalhes no anexo 2 do material suplementar).

Espécies	Variáveis significativas	Modelo
<i>Achirus declivis</i>	TA	Gaussiano
<i>Anchoa filifera</i>	TC, TA	Gaussiano
<i>Cathorops spixii</i>	TA, SA	Binomial Negativa
<i>Cetengraulis edentulus</i>	TC, TA, SA	Poisson
<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	TA, SA	Gaussiano
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	TC, TA, SA	Poisson
<i>Conodon nobilis</i>	-	Binomial Negativa
<i>Cynoscion sp.</i>	TC, TA, SA	Poisson
<i>Etropus crossotus</i>	SA	Gaussiano
<i>Harengula clupeiola</i>	TC, SA	Poisson
<i>Larimus breviceps</i>	TC, TA, SA	Gaussiano
<i>Lycengraulis grossidens</i>	TC, TA, SA	Poisson
<i>Menticirrhus americanus</i>	TC, TA, SA	Poisson
<i>Oligoplites saurus</i>	TA	Binomial Negativa
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	TC, TA, SA	Gaussiano
<i>Pellona harroweri</i>	TC, TA, SA	Gaussiano
<i>Peprilus paru</i>	TC, TA, SA	Poisson
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	-	Binomial Negativa
<i>Selene setapinnis</i>	TA, SA	Gaussiano
<i>Sphyraena guachancho</i>	TA, SA	Poisson
<i>Stellifer brasiliensis</i>	TC, TA, SA	Gaussiano
<i>Stellifer rastrifer</i>	TC, TA, SA	Poisson
<i>Stellifer stellifer</i>	TC, TA, SA	Gaussiano
<i>Trichiurus lepturus</i>	TC, TA, SA	Gaussiano

Tabela 6. Variáveis que influenciaram a mortalidade no momento de captura ou na sobrevivência após as capturas para as diferentes espécies: Tamanho corporal (TC), duração dos arrastos (TA) e sazonalidade (SA). Variáveis significativas quando $p < 0,05$ (detalhes no anexo 2 do material suplementar).

Espécies	Probabilidade de sobrevivência	Sobrevivência após as capturas
<i>Achirus declivis</i>	-	TC, DA, SA
<i>Cathorops spixii</i>	TC, TA, SA	TC, TA, SA
<i>Cetengraulis edentulus</i>	TC, TA, SA	-
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	TC, TA, SA	TC, TA
<i>Conodon nobilis</i>	TC, SA	TC
<i>Cynoscion sp.</i>	TC, TA, SA	TC, SA
<i>Etropus crossotus</i>	TA, SA	TC, TA
<i>Harengula clupeiola</i>	TC, TA	TC
<i>Larimus breviceps</i>	TC, SA	-
<i>Lycengraulis grossidens</i>	TC	-
<i>Menticirrhus americanus</i>	TC, TA, SA	TA, SA
<i>Oligoplites saurus</i>	TC, TA, SA	TC, TA
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	TC, TA, SA	SA
<i>Pellona harroweri</i>	TC, TA, SA	TA
<i>Peprilus paru</i>	TC, TA	TA, SA
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	TA	TC, TA
<i>Selene setapinnis</i>	TA, SA	TA
<i>Sphyraena guachancho</i>	-	SA
<i>Stellifer brasiliensis</i>	TC, TA, SA	TC, TA, SA
<i>Stellifer rastrifer</i>	TC, TA, SA	TC, TA, SA
<i>Stellifer stellifer</i>	TC, TA	TC

Tabela 7. Relação entre o *Catch Damage Index* - CDI e mortalidade nas espécies analisadas. Variáveis significativas quando $p < 0,05$.

Espécie		Probabilidade de sobrevivência	Tempo de sobrevivência
<i>Achirus declivis</i>	coeficiente	14,39 ± 4612,2	-0,05 ± 0,08
	p	0,9975	0,5615
<i>Cathorops spixii</i>	coeficiente	-0,4 ± 0,07	-0,17 ± 0,01
	p	< 0,0001	< 0,0001
<i>Cetengraulis edentulus</i>	coeficiente	-0,15 ± 0,07	-0,01 ± 0,04
	p	0,0201	0,7956
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	coeficiente	-0,38 ± 0,1	-0,22 ± 0,02
	p	3,00E-04	< 0,0001
<i>Conodon nobilis</i>	coeficiente	-0,66 ± 0,14	-0,39 ± 0,01
	p	< 0,0001	< 0,0001
<i>Cynoscion</i> sp.	coeficiente	-0,97 ± 0,1	-0,19 ± 0,03
	p	< 0,0001	< 0,0001
<i>Etropus crossotus</i>	coeficiente	-0,2 ± 0,07	-0,19 ± 0,01
	p	0,0033	< 0,0001
<i>Harengula clupeola</i>	coeficiente	-0,42 ± 0,24	-0,39 ± 0,04
	p	0,0816	< 0,0001
<i>Larimus breviceps</i>	coeficiente	-0,4 ± 0,08	-0,14 ± 0,03
	p	< 0,0001	< 0,0001
<i>Lycengraulis grossidens</i>	coeficiente	-3,58 ± 1,1	0 ± 0,18
	p	0,0011	1,0
<i>Menticirrhus americanus</i>	coeficiente	-0,06 ± 0,09	0,05 ± 0,01
	p	0,4964	2,00E-04
<i>Oligoplites saurus</i>	coeficiente	-0,22 ± 0,07	0,05 ± 0,01
	p	0,0019	< 0,0001
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	coeficiente	-0,56 ± 0,06	0,09 ± 0,01
	p	< 0,0001	< 0,0001
<i>Pellona harroweri</i>	coeficiente	-0,79 ± 0,07	-0,03 ± 0,03
	p	< 0,0001	0,305
<i>Peprilus paru</i>	coeficiente	-2,57 ± 0,63	-1,22 ± 0,07
	p	< 0,0001	< 0,0001
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	coeficiente	0,09 ± 0,26	-0,67 ± 0,08
	p	0,7366	< 0,0001
<i>Selene setapinnis</i>	coeficiente	-4,56 ± 0,54	-1 ± 0,09
	p	< 0,0001	< 0,0001
<i>Sphyraena guachancho</i>	coeficiente	-0,38 ± 0,21	-0,15 ± 0,1
	p	0,0714	0,1227
<i>Stellifer brasiliensis</i>	coeficiente	-0,9 ± 0,07	-0,39 ± 0,02
	p	< 0,0001	< 0,0001
<i>Stellifer rastrifer</i>	coeficiente	-1,06 ± 0,04	-0,25 ± 0,01
	p	< 0,0001	< 0,0001
<i>Stellifer stellifer</i>	coeficiente	-1,12 ± 0,31	-0,52 ± 0,13
	p	3,00E-04	< 0,0001

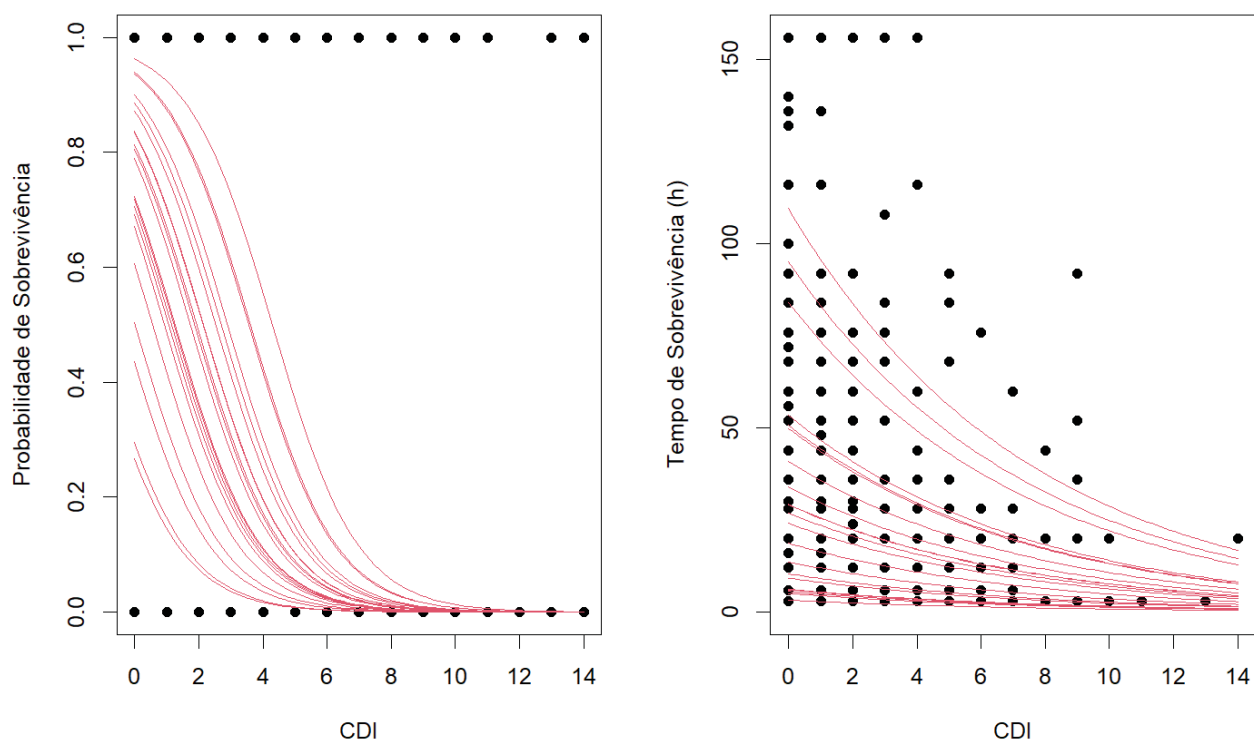


Figura 5. Probabilidade e tempo de sobrevivência em função do *Catch Damage Index* (CDI) para as espécies analisadas.

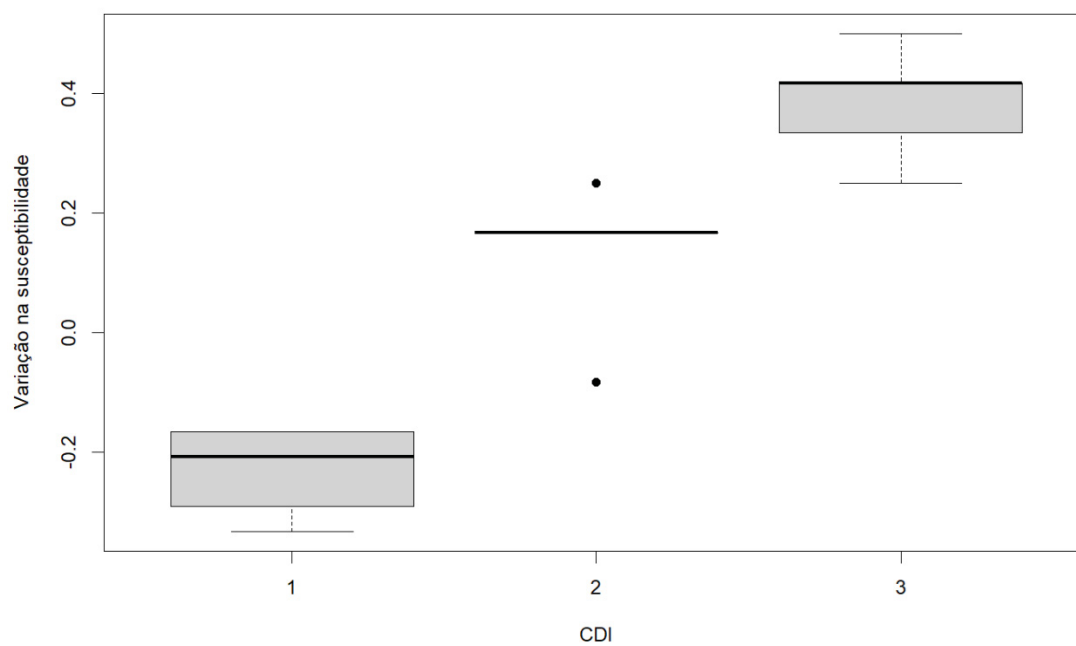


Figura 6. Variação nos valores do índice de suscetibilidade em função dos escores do *Catch damage index* (CDI).

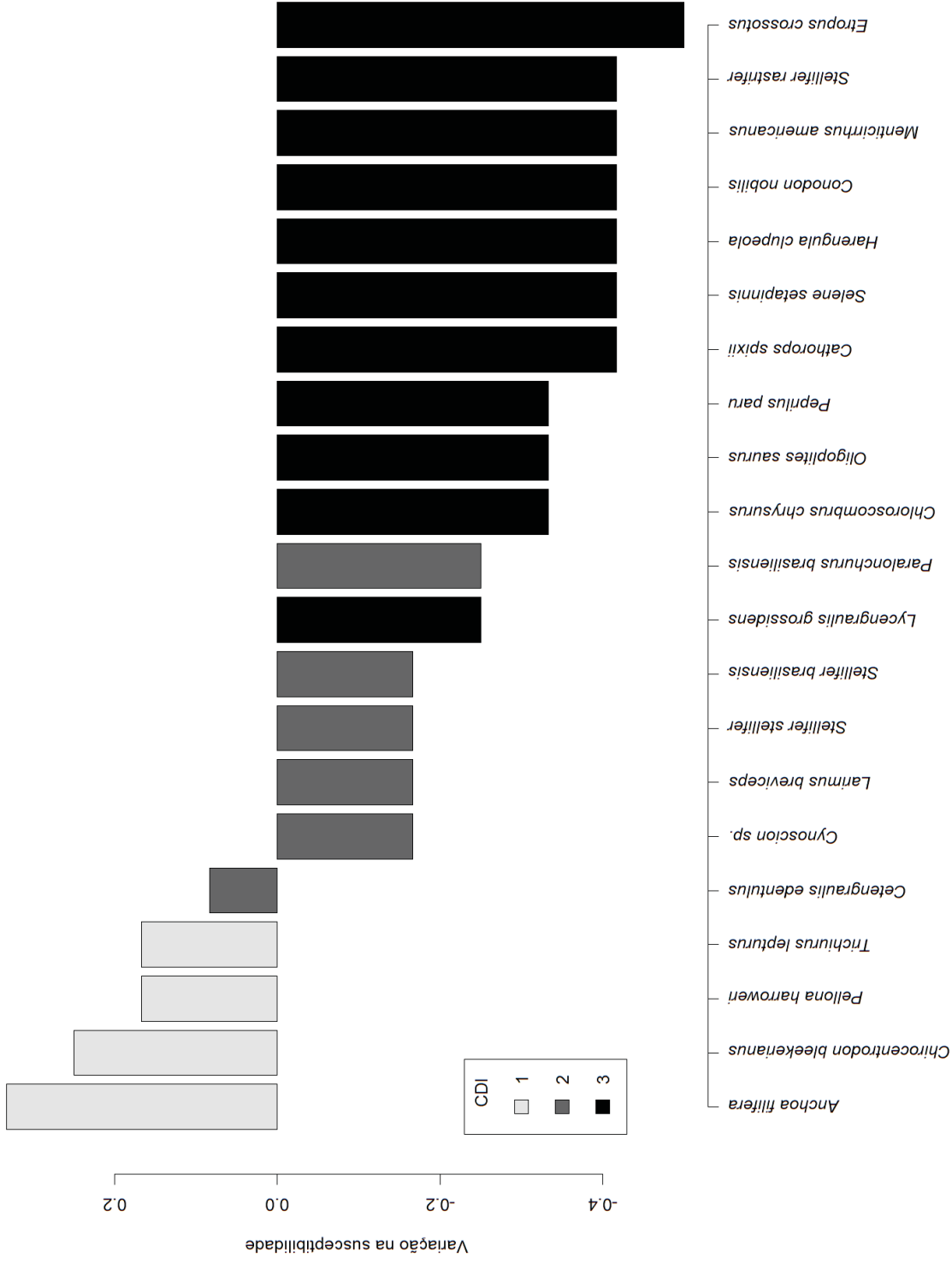


Figura 7. Variação nos valores do índice de susceptibilidade em função dos escores do Catch damage index (CDI) nas espécies analisadas. 1 = CDI > 9; 2 = 4 < CDI ≤ 9; 3 = CDI ≤ 4.

4.4 Sustentabilidade da captura incidental de peixes

O índice de suscetibilidade variou entre 1,25 e 2. *Paralonchurus brasiliensis*, apresentou o menor valor para suscetibilidade, seguida das espécies *Pellona harroweri*, *Stellifer brasiliensis*, *Cynoscion* sp, *Larimus breviceps*, *Etropus crossotus*, *Trichiurus lepturus* e *Stellifer stellifer*. As espécies *Cetengraulis edentulus* e *Lycengraulis grossidens* exibiram os maiores valores no índice, sendo, portanto, as espécies de menor suscetibilidade (Figura 8).

Quanto ao índice de resiliência, este variou entre 1,30 e 2,69. A espécie *Trichiurus lepturus* mostrou a menor resiliência, enquanto *Harengula clupeola* e *Stellifer stellifer* as mais altas (Tabela 8). *Trichiurus lepturus* foi a espécie com captura menos sustentável enquanto *Lycengraulis grossidens* e *Cetengraulis edentulus* as espécies de captura mais sustentável (Figura 8). Com relação ao índice de mortalidade este variou entre 0,52 e 18,66 (Z), sendo o menor valor registrado para a espécie *Cetengraulis edentulus* e o maior para *Chloroscombrus chrysurus* (Tabela 8).

A maioria das espécies apresentou uma proporção de captura entre 50 e 100% abaixo do comprimento de maturidade sexual. A probabilidade de captura abaixo do comprimento de maturidade variou entre as espécies, porém seguiu um padrão elevado, podendo chegar a 100% dos indivíduos em alguns casos. O espectro de tamanho, em relação ao comprimento da primeira captura e o tamanho médio nas diferentes espécies, variou de 1,5 e $7,5 \pm 0,04$ cm em *Pellona harroweri*, podendo chegar entre 5 – $35,32 \pm 0,74$ cm em *Trichiurus lepturus* (Tabela 8).

A análise de Correspondência revelou que posição na coluna d'água e dieta, são os principais atributos associado às espécies *Lycengraulis grossidens*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Trichiurus lepturus*, *Anchoa filifera*, *Chirocentron bleekermanus*, *Pellona harroweri*. Para *Oligoplites saurus*, o critério mais importante foi maturidade. O CDI foi o critério mais importante para as espécies *Stellifer brasiliensis* e *Stellifer stellifer*. Os demais critérios sobrevivência, dieta, comprimento máximo, captura por unidade de esforço, estratégia reprodutiva e índice de mortalidade foram correlacionados entre si, porém não apresentaram forte associação entre as espécies (figura 9).

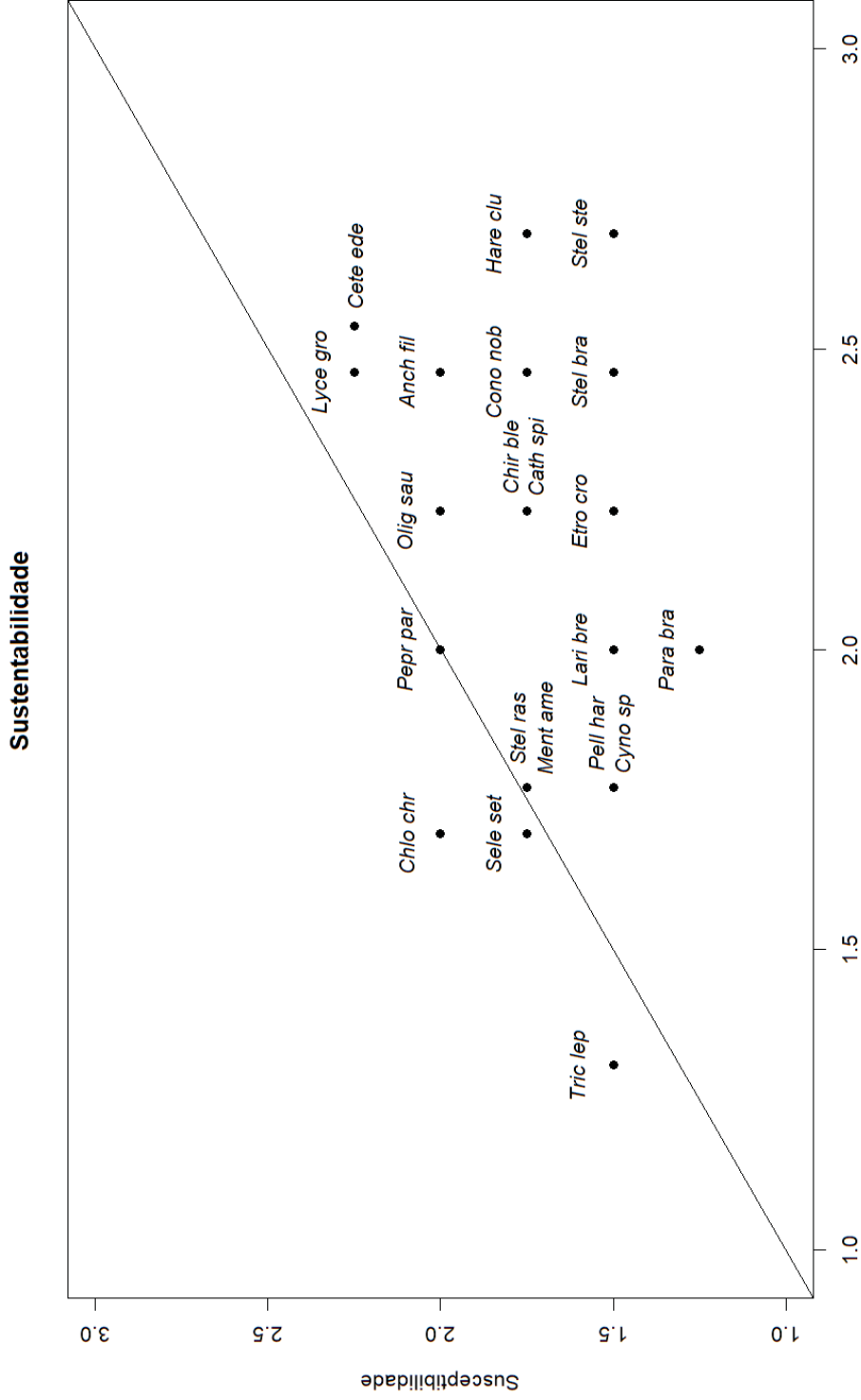


Figura 8. Distribuição das espécies analisadas sob os atributos de suscetibilidade e resiliência. *Cath spi* : *Cathorops spixii* – *Chlo chr*: *Chloroscombrus chrysurus* – *Olig sau*: *Oligoplites saurus* – *Sele sete*: *Selene setapinnis* – *Hare clu*: *Harengula clupeiola* – *Anch fil*: *Anchoa filifera* – *Cete ede*: *Cetengraulis edentulus* – *Lyce gro*: *Lycengraulis grossidens* – *Cono nob* : *Conodon nobilis* – *Chir ble*: *Chirocentron bleekermanus* – *Etro cro*: *Etropus crossotus* – *Pell har*: *Pellona harroweri* – *Cyno sp*: *Cynoscion sp* – *Lari bre*: *Larimus breviceps* – *Ment ame*: *Menticirrhus americanus* – *Para bra*: *Paralanchurus brasiliensis* – *Stel ras*: *Stellifer rastrifer* – *Stell ste*: *Stellifer stellifer* – *Stell bra*: *Stellifer brasiliensis* – *Pepr par*: *Peprilus paru* – *Tric lep*: *Trichiurus lepturus*.

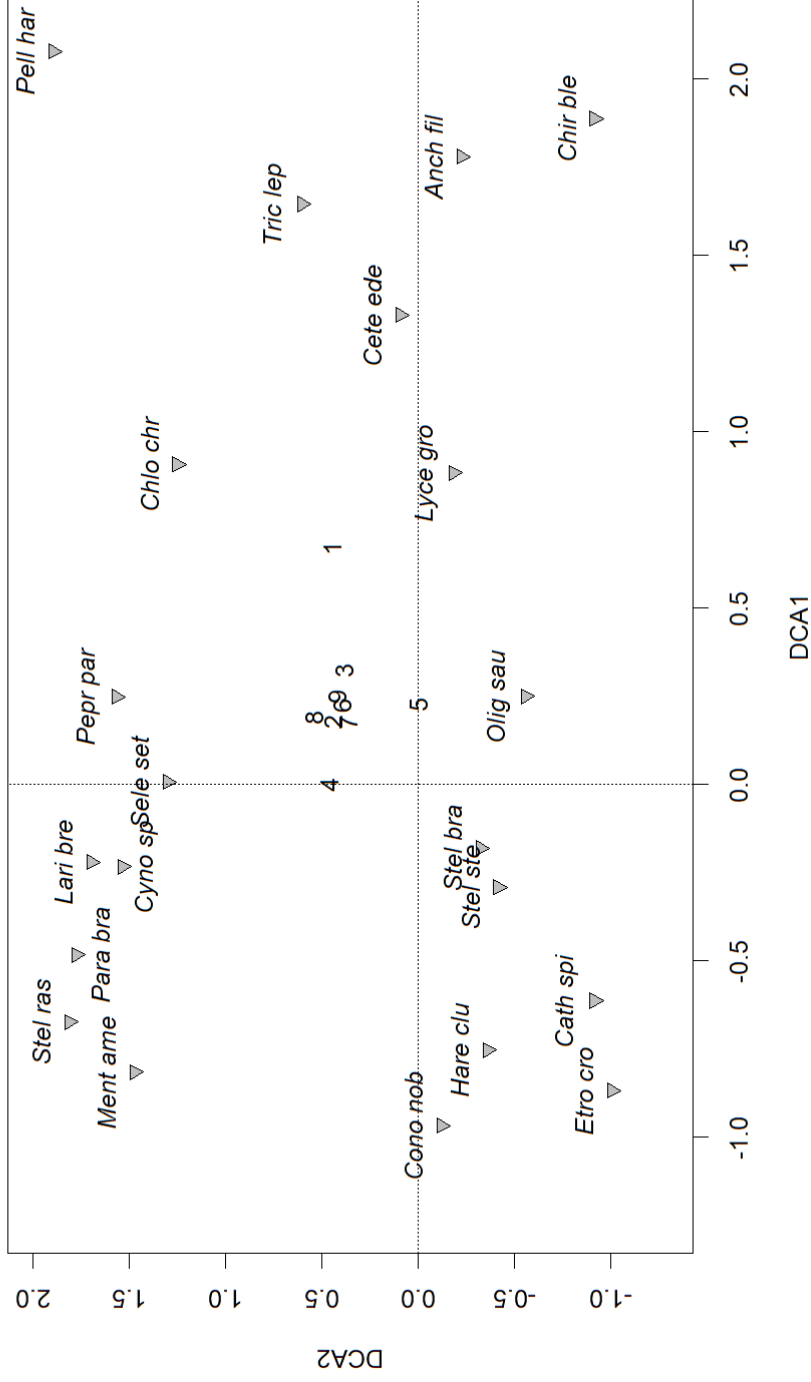


Figura 9. Análise de Correspondência demonstrando correlações entre espécies e os atributos de suscetibilidade e resiliência. 1 – Posição na coluna d'água, 2 – Sobrevivência, 3 – Dieta, 4 – Catch damage index (CDI), 5 – Maturidade, 6 – Comprimento máximo, 7 – Captura por unidade de esforço (CPUE), 8 – Estratégia reprodutiva 9 – Índice de Mortalidade (Z). Cath spi : *Cathorops spixii* – Chlo chr: *Chloroscombrus chrysurus* – Olig sai: *Oligoplites saurus* – Sele sete: *Selene setapinnis* – Hare clu: *Harengula clupeola* – Anch fil: *Anchoa filifera* – Cet ede: *Cetengraulis edentulus* – Lyce gro : *Lycengraulis grossidens* – Cono nob : *Conodon nobilis* – Chir ble: *Chirocentron bleekermanus* – Etro cro: *Etropus crossotus* – Pell har: *Pellona harroweri* – Cyno sp: *Cynoscion sp* – Lari bre: *Larimus breviceps* – Ment ame: *Menticirrhus americanus* – Para bra: *Paralanchurus brasiliensis* – Stel ras: *Stellifer rastrifer* – Stell ste: *Stellifer stellifer* – Stel bra: *Stellifer brasiliensis* – Pepr par: *Peprilus paru* – Tric lep: *Trichiurus lepturus*.

Tabela 8. Número total de indivíduos capturados por espécie analisada (N), comprimento de primeira captura (C'), comprimento máximo (C max) e comprimento de maturação sexual (para referências vide anexo 3, material suplementar), número de indivíduos capturados abaixo do comprimento de maturação sexual (N < C mat), proporção de indivíduos capturados abaixo do comprimento de maturação sexual (% < C mat), probabilidade de captura abaixo do comprimento de maturação sexual (Prob. C < C mat), probabilidade de captura de comprimento igual ou acima do comprimento de maturação sexual (Prob. C ≥ C mat), comprimento médio ± erro padrão, índice de suscetibilidade calculado com o *Catch Damage Index* CDI (S), índice de resiliência (R) e índice de mortalidade (Z).

Espécies	N	CPUE	C' (cm)	C max (cm)	C mat (cm)	N < C mat (cm)	% < C mat (cm)	Prob. C < C mat (cm)	Prob. C ≥ C mat (cm)	C médio ± EP (cm)	S	R	Z
<i>Stellifer rastriifer</i>	3.730	69,07	4	32,1	9,8	2.374	0,636461126	0,169	0,831	9,3 ± 0,03	1,75	1,76	6,02
<i>Pellona harroweri</i>	2.404	44,51	1,5	18	7	1.364	0,567387687	0,954	0,046	7,15 ± 0,04	1,5	1,76	5,5
<i>Stellifer brasiliensis</i>	825	15,27	3,5	17	7,3	142	0,172121212	0,224	0,776	9,31 ± 0,08	1,5	2,46	1,66
<i>Gynoscion</i> sp	494	9,14	3,2	50	25,1	485	0,981781377	1	0	10,55 ± 0,17	1,5	1,76	5,57
<i>Anchoa filifera</i>	448	8,29	6	12	4	0	0	0,073	0,927	8,4 ± 0,03	2	2,46	4
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	438	8,11	4,5	30	15,7	358	0,817351598	0	1	12,44 ± 0,16	1,25	2	3,8
<i>Oligoplites saurus</i>	420	7,77	8,2	35	11,3	136	0,323809524	0,468	0,532	12,84 ± 0,1	2	2,23	6,28
<i>Cathorops spixii</i>	373	6,90	7	30	10,5	61	0,163538874	0,006	0,994	14,55 ± 0,22	1,75	2,23	1,89
<i>Chirocentronbleekeri</i>	289	5,35	5	16,1	7,6	51	0,176470588	1	0	8,53 ± 0,06	1,75	2,23	1,77
<i>Conodon nobilis</i>	268	4,26	6	33,6	20,72	87	0,324626866	0,189	0,811	9,19 ± 0,07	1,75	2,46	2,94
<i>Larimus breviceps</i>	234	4,33	2,5	31	13,3	231	0,987179487	0,432	0,568	8,46 ± 0,15	1,5	2	7,6
<i>Menticirrhus americanus</i>	227	4,20	5,2	50	17,7	214	0,942731278	0,465	0,535	12,73 ± 0,2	1,75	1,76	5,28
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	192	3,55	3,3	65	12,4	171	0,890625	1	0	8,91 ± 0,15	2	1,69	18,66
<i>Cetengraulis edentulus</i>	183	3,38	3	18,2	11,8	69	0,37704918	0,984	0,016	12,05 ± 0,23	2,25	2,53	0,52
<i>Selene setapinnis</i>	173	3,20	4	60	20,5	173	1	0,951	0,049	6,06 ± 0,06	1,75	1,69	27
<i>Etopus crossotus</i>	109	2,01	5	20	8,5	53	0,486238532	0,833	0,167	8,84 ± 0,19	1,5	2,23	2,75
<i>Peprius paru</i>	86	1,59	3	30	12	80	0,930232558	0,593	0,407	7,11 ± 0,35	2	2	8
<i>Lycengraulis grossidens</i>	84	1,55	3,5	23,5	8	2	0,023809524	0,116	0,884	12,94 ± 0,22	2,25	2,46	2,62
<i>Trichiurus lepturus</i>	82	1,51	5	234	50,6	66	0,804878049	0,189	0,811	35,32 ± 0,74	1,5	1,30	8,28
<i>Harengula clupeiola</i>	72	1,33	6	18	7,4	0	0	0,937	0,063	10,29 ± 0,23	1,75	2,69	2
<i>Stellifer stellifer</i>	69	1,27	5,2	21	7,5	11	0,15942029	0,995	0,005	9,77 ± 0,23	1,5	2,69	3,66

5 DISCUSSÃO

A composição da ictiofauna componente da captura incidental na pesca de camarão tem sido estudada no litoral do Paraná. Gomes & Chaves (2006), utilizando um esforço de pesca de 50 minutos/mês capturaram 7.839 indivíduos, distribuídos em 61 espécies e 21 famílias, sendo Sciaenidae, Engraulidae e Carangidae as que apresentaram maior riqueza de espécies.

Cattani et al. (2012), realizaram arrastos mensais com um esforço de 60 minutos e capturaram 26.743 indivíduos de peixes, distribuídos em 68 espécies e agrupados em 27 famílias, sendo as mais representativas em termos de riqueza e abundância Sciaenidae, Carangidae, Ariidae, Achridae, Engraulidae e Paralichthyidae, respectivamente. Sciaenidae e Carangidae, perfizeram 80% da captura total em número de indivíduos (Cattani et al., 2012). Assim como corroborado nos resultados reportados pelos autores acima, este estudo demonstra que a prevalência das famílias Sciaenidae, Engraulidae e Carangidae é um padrão comum nas capturas incidentais da pesca de camarão no litoral paranaense, com exceção da família Pritigasteridae, representada pela espécie *Pellona Harroweri*, a qual foi a segunda família mais comum nas capturas.

Neste trabalho foram capturadas 48 espécies, sendo 38 destas em comum com o inventário realizado por Gomes & Chaves (2006) e, 45 espécies em comum com o estudo de Cattani et al. (2012). Porém, devemos considerar que não identificamos o gênero *Cynoscion* até o nível mais específico, o qual foi representado por cinco espécies nos registros dos referidos autores.

A mortalidade nas pescarias pode ocorrer devido a fatores que antecedem o momento das despescas (peixes que escapam das redes), devido à manipulação durante a captura e despescas, ou ainda após o descarte. A mortalidade do descarte tem sido pouco estudada, pois não é facilmente quantificável durante as operações de pesca, mas deve ser estimada para avaliação da sustentabilidade e manejo dos estoques pesqueiros. A mortalidade do descarte ocorre após os peixes serem trazidos a bordo da embarcação, sendo posteriormente descartados, podendo estar vivos, mas devido ao estresse e os ferimentos impostos durante o processo de captura, manuseio e descarte, podem sofrer mortalidade tardia (FAO, 2019).

Os estudos sobre estimativas de taxas de sobrevivência dos peixes descartados nas pescarias têm se concentrado em algumas espécies de interesse econômico ou em risco de extinção (Ellis et al., 2017; Sulikowski et al., 2018; Methling et al., 2017). Contudo, as poucas iniciativas que utilizaram uma abordagem multiespécies nas avaliações de sobrevivência, revelaram altas taxas de mortalidade de peixes (Kaiser & Spencer, 1995; Depestele et al., 2014),

Verificamos altas taxas de mortalidade imediata e tardia entre as espécies mais comuns da captura incidental de peixes. Por exemplo, *Stellifer rastrifer* de um total de 3.730 indivíduos capturados, 2.586 sofreram mortalidade imediata e somente 13 sobreviveram ao final do período total de monitoramento. Em contrapartida espécies que apresentaram taxas de sobrevivência ($\geq 50\%$) dos indivíduos capturados, são ocasionais nas capturas. É o caso das espécies *Balistes carolinensis*, *Lagocephalus laevigatus*, *Hemicaranx amblyrhynchus* e *Zapteryx brevirostris*, que apresentaram taxas de sobrevivência relativa entre 80 e 100%, mas o total de espécimes capturados não superou cinco indivíduos.

As espécies que apresentaram captura mais sustentável foram *Cetengraulis edentulus*, *Lycengraulis grossidens* e *Anchoa filifera* pois mostraram baixa suscetibilidade e alta resiliência. Por outro lado, *Trichiurus lepturus* exibiu alta suscetibilidade e baixa resiliência, sendo a espécie com captura menos sustentável.

Posição na coluna d'água foi o principal atributo na definição da suscetibilidade da ictiofauna. Como esperado, espécies demersais ou bentônicas e bentopelágicas foram as mais vulneráveis às capturas por arrasto de fundo.

Esta tendência de maior suscetibilidade em espécies demersais deve-se, ao fato de que os arrastos ocorrem junto ao substrato, posição ocupada pela maioria delas na coluna d'água. Espécies que habitam regiões demersais ou bentônicas são mais vulneráveis à pesca de arrasto devido à perda de habitat causada pela passagem das redes, o que para algumas delas pode levar ao declínio populacional e em alguns casos até a extinção (McCaughan, 1992). Por outro lado, peixes que vivem em áreas pelágicas ou rochosas são considerados menos sujeitos à captura por arrastos de fundo (Jennings et al., 2001).

Outro fator que influenciou na determinação da suscetibilidade das espécies foi a dieta. Observamos que a maioria das espécies capturadas se alimenta principalmente de organismos bentônicos ou demersais e bentopelágicos, sendo, portanto, mais expostas às capturas por arrastos de fundo. Este fator foi o segundo mais importante para as espécies pelágicas. Sedrez, et al. (2013), concluíram que a prática frequente da pesca de camarão por arrastos de fundo, pode alterar a estrutura do ecossistema costeiro, colocando em risco a sustentabilidade da espécie-alvo, fauna acompanhante e toda a comunidade biológica associada.

Nossos resultados corroboram com o estudo realizado por Silva Junior et al. (2013), na captura de camarão em arrastos de praia. Os autores constataram que capturas menos sustentáveis e a alta suscetibilidade foram associadas a espécies de peixes demersais ou bentônicas e com dieta a partir de organismos bentônicos.

Silva Junior et al. (2013), ainda, observaram que espécies pelágicas, além de menos suscetíveis, também apresentaram elevada capacidade de recuperação, pois a maioria dos indivíduos capturados encontrava-se acima do tamanho de primeira maturação, corroborando os resultados obtidos nesse estudo para as espécies *Lycengraulis grossidens*, *Cetengraulis edentulus* e *Anchoa filifera*, as quais além de baixa suscetibilidade associada a posição na coluna d'água e dieta pelágica, também tiveram proporção de captura acima do comprimento de primeira maturação sexual.

Entretanto, dentre as espécies analisadas, *Stellifer rastrifer*, *Cynoscion* sp, *Paralonchurus brasiliensis*, *Larimus breviceps*, *Menticirrhus americanus*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Peprilus paru* e *Trichiurus lepturus* apresentaram um percentual de captura entre 60% e 98% abaixo do comprimento de primeira maturação sexual. O comprimento médio dos indivíduos destas espécies também foi abaixo do comprimento de primeira maturidade, o que em uma situação de colapso populacional reduziria a capacidade de resiliência destas espécies. A captura incidental de peixes de tamanho reduzido e abaixo do comprimento de primeira maturação, parece ser um padrão recorrente em pescarias de arrasto de fundo. Passarone et al. (2019), observaram uma proporção de 89% de indivíduos capturados abaixo do comprimento de primeira maturação sexual, em

pescarias artesanais de arrasto destinadas à captura de camarão, enquanto Silva et al. (2013), registraram 64% do total de indivíduos amostrados.

O índice de mortalidade (Z) variou entre 18,66 e 0,52 nas espécies *Chloroscombrus chrysurus* e *Cetengraulis edentulus*, respectivamente. Como este índice reflete a diferença entre o comprimento médio dos peixes capturados em relação ao comprimento máximo registrado na literatura e quanto maior esta diferença, maior a taxa de mortalidade (Sparre & Venema, 1997), no caso da primeira espécie, este resultado pode indicar uma redução no comprimento médio dos indivíduos. Estes resultados denotam a pressão que a pesca de arrasto de fundo, voltada ao camarão, exerce sobre as populações de peixes, haja visto o número de espécies que apresentaram alta proporção de captura, antes de atingir o comprimento mínimo de maturidade sexual e as altas taxas de mortalidade observadas entre elas. Este problema se torna mais evidente, quando extrapolarmos esta informação considerando toda a frota pesqueira atuante na região.

A despeito do alto percentual de mortalidade imediata e após as capturas observados para a maioria das espécies, algumas capturadas com menor frequência apresentaram alto percentual de sobrevivência e, portanto, a soltura destas poderia ser priorizada no momento das despescas e assim, maximizar a sua sobrevivência durante as pescarias. Nas espécies *Conodon nobilis* (N = 289) e *Genidens barbatus* (N = 25), por exemplo, registramos um percentual de sobrevivência entre 47,76% e 68%, respectivamente.

A determinação de taxas de sobrevivência e mortalidade tardia dos peixes descartados, é uma das maiores dificuldades na avaliação do impacto da pesca de arrasto de fundo sobre as populações, pois esta depende do monitoramento da sobrevivência dos espécimes após a captura, seja a bordo da embarcação, ou mesmo em laboratório. Neste sentido, a utilização de um indicador de sobrevivência (*proxy*), poderia otimizar a coleta de dados. Tendo em vista a correlação significativa entre *Catch Damage Index* (CDI) e sobrevivência nas espécies analisadas, sugerimos substituir o atributo sobrevivência pelo CDI no cálculo do índice de suscetibilidade e assim otimizar a coleta de dados para as análises de sustentabilidade. Sendo assim, recomendamos o monitoramento das espécies afetadas utilizando o índice de sustentabilidade baseado nos

atributos utilizados neste estudo, para efeito de manejo da captura incidental de peixes na pesca de arrasto destinada ao camarão na região.

6 CONCLUSÕES

A captura incidental de peixes na pesca de arrasto de fundo destinada ao camarão no litoral paranaense acontece de forma insustentável. *Lycengraulis grossidens* foi a espécie com a captura mais sustentável e *Tichiurus lepturus* apresentou a menos sustentável. Observamos uma alta mortalidade entre as espécies mais comuns, como *Stellifer rastrifer* e *Pellona Harroweri*. Por outro lado, as espécies capturadas ocasionalmente apresentaram as maiores taxas de sobrevivência, como *Balistes carolinensis*, a qual chegou a 100%.

Espécies demersais ou bentônicas e bentopelágicas como *Paralonchurus brasiliensis* e *Trichiurus lepturus*, apresentaram maior suscetibilidade. Em contrapartida as espécies pelágicas *Lycengraulis grossidens*, *Cetengraulis edentulus* e *Anchoa filifera* apresentaram foram menos suscetíveis. A posição na coluna d'água e dieta mostraram ser os atributos mais importantes na definição da suscetibilidade entre as espécies. Além disso, a maioria das espécies capturadas apresentou comprimento médio abaixo do comprimento de primeira maturação sexual, o que implica em baixa resiliência.

Por fim, chamamos atenção para a necessidade de um programa de monitoramento da sustentabilidade da captura incidental de peixes, na região de estudo para um retrato mais preciso do impacto destas pescarias. O *Catch Damage Index* (CDI), parece ser um atributo apropriado para substituir a sobrevivência no índice de suscetibilidade.

REFERÊNCIAS

- Acero, P. A.; Duque, G.; Santos-martínez, A. 1996. Allometric growth of *Oligoplites palometa* (Perciformes: Carangidae) in Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, Santa Marta, Colombia.44 (2): 927 – 928.
- Andriguetto-Filho, J. M.; Chaves, P. T.; Santos, C.; Liberati, S. A. 2006. Diagnóstico da Pesca no estado do Paraná. Pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: Recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. Editora Universitária UFPA, Belém do Pará, 188 p.
- Alverson, D. L.; Freeberg, M.H.; Murawski, S.A.; Pope, J. G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards, FAO Fisheries Technical Paper, Nº 339, Rome: 233 p.
- Almeida, L. L. 2018. Uso de habitat e recursos alimentares por *Stellifer brasiliensis* (Schultz, 1945) (Perciformes, Sciaenidae) na Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra – ES. Dissertação de mestrado, Programa de Pós - Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal) da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória: 49 p.
- Almeida, L. R.; Branco, J. O. 2002. Aspectos biológicos de *Stellifer stellifer* (Bloch) na pesca artesanal do camarão sete-barbas, Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19 (2): 601 – 610.
- Bessa, E.; Fernandez, W. S.; Cristina, A.; Arcuri, D.; Turra, A.; Aeroporto, J. (2004). Life history of three catfish species (Siluriformes: Ariidae) from southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 12 (4): 75 – 223.
- Bessa, E.; Santos, F. B.; Pombo, M.; Denadai, M.; Fonseca, M.; Turra, A. 2014. Population ecology, life history and diet of the shorthead drum *Larimus breviceps* in a tropical bight in southeastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94 (3): 615 – 622.
- Bittar, V. T.; Awabdi, D. R.; Tonini, W. C. T.; Vidal, M. V.; di Benedetto, A. P. M. 2012. Feeding preference of adult females of ribbonfish *Trichiurus lepturus* through prey proximate-composition and caloric values. *Neotropical Ichthyology*, 10 (1): 197 – 203.

- Bittar, V. T.; Castelo, B., F., L.; Benedito, A., P., M. 2008. Hábito alimentar do peixe-espada adulto, *Trichiurus lepturus*, na costa norte do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. Biotemas, Campos dos Goytacazes – RJ, Brasil, 21 (2): 83 – 90.
- Branco, J. O.; Freitas Júnior, F.; Verani, J. R. & Hostim-Silva, M. 2009. Ictiofauna do Saco da Fazenda, Itajaí, SC., 207-226p. In: Joaquim Olinto Branco; Maria José Lunardon-Branco & Valéria Regina Bellotto (Org.). Estuário do Rio Itajaí-Açú, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas. Editora UNIVALI, Itajaí, SC: 312 p.
- Carneiro, M., H. 2007. Diagnóstico dos recursos pesqueiros marinhos, *Cynoscion jamaicensis*, *Macrodon ancylodon* e *Micropogonias furnieri* (Perciformes: Sciaenidae), da região Sudeste-Sul do Brasil entre as latitudes 23° e 28° 40's. Tese de doutorado, Pós- Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos. São Carlos: 120 p.
- Cattani A. P.; Bernardo C.; Medeiros R. P.; Santos L. O.; Spach H. L. 2012. Avaliação da ictiofauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas do município de Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, Sao Paulo, 30 (4): 247 – 260.
- Catchpole, T. L. 2009. Effective discard reduction in European fisheries. Options for fishers and fisheries managers. Effective discard reduction in UK fisheries. 52 p.
- Cerqueira, V. R.; Haimovici, M. 1990. Dinâmica populacional do gordinho, *Peprilus paru* (Pisces: Stromateidae) no litoral Sul do Brasil. In Revista Brasileira de Biologia, 50 (3): 599 – 613.
- Cergole, M. C.; Ávila-da-Silva, A. O.; Rossi - Wongtschowski, C. L. D. B. 2005. Análise das principais pescarias comerciais da região Sudeste-Sul do Brasil: dinâmica populacional das espécies em exploração. Série documentos Revizee: Score Sul. São Paulo: Instituto Oceanográfico — USP, 2005: 176 p.
- Chaves, P. D. T. C.; Vendel, A. L. 1998. Feeding habits of *Stellifer rastrifer* (Perciformes, Sciaenidae) at Guaratuba mangrove, Paraná, Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology, 41(4), 423–428.

- Chaves, P. T.; Gomes, I. D. 2006. Ictiofauna integrante da pesca de arrasto camaroeiro no litoral sul do Estado do Paraná, Brasil. *Bioikos*, 20: (1) 9 – 13.
- Corrêa, C. E., De Tarso Chaves, P., & Guimarães, P. R. B. 2005. Biology of *Chirocentrodon bleekermanus* (Poey, 1867) (Clupeiformes: Pristigasteridae) in a continental shelf region of southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48 (3): 419 – 427.
- Costa, M. R.; Albieri, R. J., & Araújo, F. G. 2005. Size distribution of the jack *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus) (Actinopterygii, Carangidae) in a tropical bay at Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (3): 580 – 586.
- Cunha, F., E., A; Freitas, J., E., P; Feitosa, V., C.; Monteiro-Neto, C. 2017. Biologia e biometria da palombeta, *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766) (Teleostei: Carangidae), em Fortaleza, Ceará, Brasil. *Arquivos de Ciências Do Mar*. 33 (1–2): 143 – 148.
- Davis, M. W. 2002. Key principles for understanding fish bycatch discard mortality. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1834 – 1848.
- Depestele, J.; Desender, M.; Benoît, H. P.; Polet, H.; Vincx, M. 2014. Short-term survival of discarded target fish and non-target invertebrate species in the “eurocutter” beam trawl fishery of the southern North Sea. *Fisheries Research*, 154: 82 – 92.
- Ellis, J. R., McCully Phillips, S. R., & Poisson, F. 2017. A review of capture and post-release mortality of elasmobranchs. *Journal of Fish Biology*, 90 (3): 653 – 722.
- Esaiassen, M., Akse, L.; Joensen, S. 2013. Development of a Catch-damage-index to assess the quality of cod at landing. *Food Control*, 29 (1): 231 – 235.
- Fávaro, L. F., Fehse, F. de A., Oliveira, R. N. de, & Schwarz Júnior, R. 2005. Reprodução do bagre amarelo, *Cathorops spixii* (Agassiz) (Siluriformes, Ariidae), da Baía de Pinheiros, região estuarina do litoral do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (4): 1022 – 1029.
- Feitosa, C. V., B. P. Ferreira & M. E. Araújo. 2008. A rapid new method for assessing sustainability of ornamental fish by-catch from coral reefs. *Marine and Freshwater Research*, 59: 1092 – 1100.

- Franco, A. C. S.; Brotto, D. S.; Zee, D. M. W.; Santos, L. N. 2014. Reproductive biology of *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829), The major fishery resource in Guanabara Bay, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 12 (4): 819 – 826.
- Garbini, C. N.; Zani-Teixeira, M. L.; Ohkawara, M. H.; Katsuragawa, M. 2014. Distribution and abundance of pleuronectiformes larvae off southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 62 (1): 23 – 34.
- Giannini, R., & Paiva Filho, A. M. 1990. Aspectos bioecológicos de *Stellifer rastrifer* (Perciformes: Sciaenidae) na Baía de Santos, SP. *Boletim Do Instituto Oceanográfico*, 38 (1): 57 – 67.
- Gorni, G. R.; Loibel, S. 2013. Uso da abordagem Bayesiana no estudo da dieta do peixe-galo, *Selene setapinnis* (Teleostei: Carangidae) nova proposta de análise. *Arquivos de Ciências do Mar*, 46 (1): 102 – 106.
- Höfling, J. C.; Ferreira, L. I.; Ribeiro Neto, F. B.; Oliveira, M. P.; Paiva Filho, A. M.; Prado, A. 2000. Alimentação de peixes da família Clupeidae do complexo estuarino-lagunar de Cananéia, SP, Brasil. *Bioikos*, 14 (2): 12 – 20.
- Jennings, S.; Kaiser, M. J.; Reynolds, J. D. 2001. *Marine Fisheries ecology*. 6th Ed. Oxford, Blackwell Science: 432 p.
- Kaiser, M. J.; Spencer, B. E. 1995. Survival of by-catch from a beam trawl. 126: 31 – 38.
- Lemos, C. A. 2013. Estrutura da população e crescimento da sardinha-cascuda, *Harengula clupeola* (CUVIER, 1829) (Clupeiformes: Clupeidae) NA bacia do Sudeste do Brasil. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca - APTA – SAA. São Paulo: 41 p.
- Mai, A. C. G.; Vieira, J. P. 2013. Revisão e considerações sobre o uso do habitat, distribuição e história de vida de *Lycengraulis grossidens* (Agassiz, 1829) (Actinopterygii, Clupeiformes, Engraulididae). *Biota Neotropica*, 13 (3): 121–130.
- McCAUGHRAN, D. A. Standardized nomenclature and methods of defining bycatch levels and implications. In: SCHONING, R. W.; JACOBSON, R. W. (Ed.). *Proceedings of the national industry bycatch*. Seattle: Natural Resource Consultants, 1992. p. 200 – 201.

- Menezes N. A.; Figueiredo, J. L. 1977. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, raias e quimeras. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Menezes, N. A.; Figueiredo, J. L. 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Menezes, N. A.; Figueiredo, J. L. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Menezes N. A.; Figueiredo, J. L. 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Methling, C., Skov, P. V., & Madsen, N. 2017. Reflex impairment, physiological stress, and discard mortality of European plaice *Pleuronectes platessa* in an otter trawl fishery. ICES Journal of Marine Science, 74 (6): 1660 – 1667.
- Murad, C., T. 2010. Biologia reprodutiva, crescimento e mortalidade da guaivira *Oligoplites saliens* (Bloch, 1793) (Carangidae) na pesca de emalhe. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA – S.A.A. Santos: 40 p.
- Muto, E. Y., Malfara, D. T., Coelho, L. I., & Soares, L. S. H. 2008. Alimentação das sardinhas *Pellona harroweri* (Fowler, 1919) e *Chirocentron bleekermanus* (Poey, 1867), na região costeira de Santos, Estado de São Paulo. Oceanografia e Mudanças Globais. São Paulo: Instituto Oceanográfico, January, 287 – 302.
- Oliveira, E. C.; Favaro, L. F. 2011. Reproductive biology of the flatfish *Etropus crossotus* (Pleuronectiformes: Paralichthyidae) in the Paranaguá estuarine complex, Paraná State, subtropical region of Brazil. Neotropical Ichthyology, 9 (4): 795 – 805.
- Pravin, P.; Boopendranath, M. R.; Sabu, S. 2013. Bycatch reduction devices. Regional Symposium on Ecosystem Approaches to Marine Fisheries & Biodiversity, October 27 (30): 116 – 120.
- Pérez Roda, M. A. (ed.); Gilman, E., Huntington, T.; Kennelly, S. J., Suuronen, P., Chaloupka, M.; Medley, P. 2019. A third assessment of global marine

- fisheries discards. FAO, Fisheries and Aquaculture Technical Paper. Rome, 633: 78 p.
- Passarone, R.; Aparecido, K. C.; Eduardo, L. N.; Lira, A. S.; Silva, L. V. S.; Justino, A. K. S.; Craveiro, C.; Silva, E. F.; Lucena-Frédou, F. 2019. Ecological and conservation aspects of bycatch fishes: an evaluation of shrimp fisheries impacts in northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 67: 1 – 10.
- Pombo, M. 2010. Biologia populacional e dieta de *Stellifer rastrifer* (Jordan, 1889), *S. stellifer* (Bloch, 1790) e *S. brasiliensis* (Schultz, 1945) (Perciformes, Sciaenidae) na Enseada de Caraguatatuba (SP). Dissertação de mestrado, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2010. 135 p.
- Pombo, M.; Denadai, M. R.; Bessa, E.; Santos, F. B.; Faria, V. H.; Turra, A. 2014. The barred grunt *Conodon nobilis* (Perciformes: Haemulidae) in shallow areas of a tropical bight: spatial and temporal distribution, body growth and diet. *Helgoland Marine Research*, 68 (2): 271 – 279.
- Queiroz, J. D. G. R.; Salvador, N. L. A.; Sousa, M. F.; Silva, V. E. L.; Fabr e, N. N.; Batista, V. S. 2018. Life-history traits of *Chloroscombrus chrysurus* (Actinopterygii: Perciformes: Carangidae) in tropical waters of the Atlantic Ocean. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 48 (1): 1 – 8.
- Raby G. D.; Hinch S. G.; Patterson D. A.; Hills J. A.; Thompson L. A., Cooke S. J. 2015. Mechanisms to explain purse seine bycatch mortality of coho salmon. *Ecol Appl*, 25 (7): 1757 - 1775.
- R Core Team 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Riede, K., 2004. Registro global de espécies migrat rias - de escalas globais a regionais. Relat rio Final do R & D-Projekt 808 05 081. Federal Agency for Nature Conservation, Bonn, Germany: 329 p.
- Robert, M. D. C.; Michels-Souza, M. A.; Chaves, P. D. T. 2007. Biology of *Paralanchurus brasiliensis* (Steindachner) (Teleostei, Sciaenidae) in Paraná coast, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24 (1): 191 - 198.

- Santos, N., B. 2007. Biologia reprodutiva de peixes cianídeos capturados nas proximidades dos terminais portuários do Pará e Maranhão. Dissertação de mestrado, Pós- Graduação em Ciência Animal da Universidade Federal do Pará, da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Amazônia Oriental e da Universidade Federal Rural da Amazônia. Belém: 88 p.
- Santos, A. P. 1997. Estrutura populacional e aspectos alimentares e reprodutivos da pescada branca *Cynoscion leiarchus* (Cuvier, 1830) (Sciaenidae, Pisces) na região estuarina da Baía de Guaratuba, Paraná. Monografia, curso de Bacharelado em Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. Curitiba: 36 p.
- Santos, P. V. C. J.; Castro, A. C. L.; França, V. L.; Soares, L. S.; Silva Junior, M. G. (2009). Alimentação do tibi-ro, *Oligoplites palometa*, (Perciformes, Carangidae) capturado no litoral ocidental do Raposa, Ilha de São Luis - MA, Brasil. Boletim do laboratório de Hidrobiologia, 22: 17 - 24.
- Sazima, C.; Moura, R. L.; Sazima, I. (2004). *Chirocentrodon bleekermanus* (Teleostei: Clupeiformes: Pristigasteridae), a small predaceous herring with folded and distinctively oriented prey in stomach. Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia, 64 (1): 165 – 168.
- Sedrez, C, M.; Branco, J. O.; Freitas-Júnior, F.; Monteiro H. S.; Barbieri, E. 2013. Ictiofauna acompanhante na pesca artesanal do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no litoral sul do Brasil. 13 (1): 165 – 175.
- Silva, C. 2011. Eficiência de redutores de captura incidental na pesca artesanal do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no Paraná, Brasil. Dissertação de mestrado (curso de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos), Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná: 83 p.
- Silva Júnior, C. A. B.; Viana, A. P.; Frédou, F. L.; Frédou, T. 2015. Aspectos da biologia reprodutiva e caracterização de cianídeos capturados como fauna acompanhante da pesca de camarão no nordeste do Brasil. Acta Scientiarum - Biological Sciences, 37 (1): 1 – 8.
- Silva, C. A. B.; Araújo, M. E.; Feitosa, C. V. 2013. Sustainability of capture of fish bycatch in the prawn trawling in northeastern Brazil. Neotropical Ichthyology, 11 (1): 133 – 142.

- Silva, J. P. C. Biologia reprodutiva, idade e crescimento da pescada branca *Cynoscion leiarchus* (Actinopterygii, Sciaenidae) na Baía de Sepetiba, RJ. Dissertação de mestrado, Pós - Graduação em Biologia Animal da UFRRJ. Seropédica, 2015: 89 p.
- Silva, J. T. O.; Lopes, P. R. D. 2002. Notas sobre a alimentação e morfologia do aparelho digestivo de *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766) (Actinopterygii, Carangidae) na Praia de Ponta da Ilha (Ilha de Itaparica, Bahia). Revista Brasileira de Zoociências, 4 (2): 179 – 192.
- Silva, V. E. L.; Vieira, D. S.; Teixeira, E. C.; Ferreira, A. C. L.; Assis, I. O.; Rangely, J.; Fabr e, N. N. 2019. Maturity, fecundity, and reproductive cycle of *Conodon Nobilis* (Actinopterygii: Perciformes: Haemulidae) in tropical waters of the atlantic ocean. Acta Ichthyologica et Piscatoria, 49 (3): 235 – 242.
- Sparre, P.; S. C. Venema. 1997. Introdução   avaliação de mananciais de peixes tropicais. FAO, Roma, 404 p.
- Souza-Conceição, J. M.; Rodrigues-Ribeiro, M.; Castro-Silva, M. A. 2005. Dinâmica populacional, biologia reprodutiva e o ictioplâncton de *Cetengraulis edentulus* Cuvier (Pisces, Clupeiformes, Engraulidae) na enseada do Saco dos Limões, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 22 (4): 953 – 961.
- Stobutzki, I. C.; Miller, M. J.; Jones, P.; Salini, J. P. 2001a. Bycatch diversity and variation in a tropical Australian penaeid fishery; the implications for monitoring. Fisheries Research 53: 283 – 301.
- Stobutzki, I.; Miller, M.; Brewer, D. 2001b. Sustainability of fishery bycatch: A process for assessing highly diverse and numerous bycatch. Environmental Conservation, 28 (2): 167 – 181.
- Sulikowski, J. A., Benoît, H. P.; Capizzano, C. W.; Knotek, R. J.; Mandelman, J. W., Platz, T.; Rudders, D. B. 2018. Evaluating the condition and discard mortality of winter skate, *Leucoraja ocellata*, following capture and handling in the Atlantic monkfish (*Lophius americanus*) sink gillnet fishery. Fisheries Research, 198 (October 2016): 159 – 164.
- Vazzoler, A. E. A.; M; Braga, F. M. S. 1983. Contribuição para o conhecimento da biologia de *Cynoscion Jamaicensis* (Vaillant & Bocourt) 1883) na área

- entre Cabo de São Tome (22°04'S) e Torres (29°21'S), Brasil. Bolm Inst. oceanogr., S Paulo, 32 (2) :125 - 136.
- Vianna, M.; Almeida, T. 2005. Bony Fish Bycatch in the Southern Brazil Pink Shrimp (*Farfantepenaeus brasiliensis* and *F. paulensis*) Fishery. Brazilian Archives of Biology and Technology, 48 (4); 611 – 623.
- Turra, A.; Santos, F. B.; Bessa, E.; Fernandez, W. S.; Bernadochi, L. C.; Denadai, M. R. 2012. Population biology and diet of the southern kingcroaker *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758) (Perciformes: Sciaenidae) in Caraguatatuba Bay, Southeastern Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, 60 (3); 343 – 352.
- Wilson S. M.; Raby G. D; Burnett, N. J.; Hinch S. G.; Cooke, S. J. 2014. Looking beyond the mortality of bycatch: sublethal effects of incidental capture on marine animals. Biol Conserv., 171: 61 – 72.
- Zastrow, C. E.; Houde, E. D.; Morin, L. G. 1991. Spawning, fecundity, hatch-date frequency and young-of-the-year growth of bay anchovy *Anchoa mitchilli* in mid-Chesapeake Bay. Marine Ecology Progress Series, 73 (2 – 3): 161 – 171.
- Zeller, D.; Pauly, D. 2005. Good news, bad news: global fisheries discards are declining, but so are total catches. Fish and Fisheries, 6: 156 – 159.

CAPÍTULO II

Efeito da pesca de arrasto de fundo sobre a mortalidade, injúrias físicas e no estado de estresse oxidativo em Sciaenidae

RESUMO

A pesca de camarão realizada por arrastos de fundo é uma das modalidades menos seletivas, o que representa uma ameaça considerável aos ecossistemas marinhos devido a captura incidental de espécies não-alvo (*bycatch*). Diante disto, injúrias físicas, a probabilidade de sobrevivência e marcadores de estresse oxidativo foram analisados sazonalmente em duas espécies de peixes Sciaenidae, *Paralanchurus brasiliensis* e *Stellifer rastrifer*, provenientes da captura incidental na pesca de arrasto voltada ao camarão realizada no estado do Paraná - Brasil. A mortalidade no momento das capturas foi alta, 76,94% (n = 337) para *Paralanchurus brasiliensis* e 69,32% (n = 2.586) para *Stellifer rastrifer*. A probabilidade de mortalidade foi dependente, dentre outros, do tamanho corporal e da incidência de injúrias físicas. Peixes de menor tamanho apresentaram maior incidência de injúrias sendo as mais comuns, contusões ou hematomas na cabeça, perda de escamas e contusões ou hematomas no corpo. Nas duas espécies, a mortalidade e incidência de injúrias, apresentaram padrões semelhantes, sendo agravadas pelo aumento na duração dos arrastos (15, 30 e 45 minutos) indicando que o *catch damage index* (CDI) pode ser um bom preditor de mortalidade. Com relação à sazonalidade, a probabilidade de sobrevivência foi maior durante o inverno em ambas as espécies. Em *Paralanchurus brasiliensis* o estresse oxidativo foi estabelecido (aumento de peroxidação lipídica e carbonilação de proteínas) enquanto que para *Stellifer rastrifer* houve ausência de estresse oxidativo, indicando a presença de ajustes específicos e diferenciados entre as espécies durante a condição de estresse gerada pelos arrastos. A alta mortalidade nas duas espécies parece estar associada às injúrias físicas e não as alterações fisiológicas, dados os perfis de marcadores de estresse oxidativo observados.

Palavras-chaves: *catch damage index*, peixes subtropicais, *Bycatch*, estresse oxidativo.

1 INTRODUÇÃO

A pesca marinha de camarão realizada por arrastos de fundo, seja de forma artesanal ou industrial, tem sido uma das principais atividades socioeconômicas realizada no litoral brasileiro (D'Incao et al., 2002; Branco, 2005; Franck & Filho, 2019). A pesca de arrasto produz uma grande diversidade e quantidade de fauna acompanhante ou captura incidental - *Bycatch* (Davies et al., 2009) e durante as despescas o *Bycatch* é frequentemente devolvido ao mar (Branco & Verani, 2006; FAO, 2011). Esta prática, tem como objetivo, entre outros, a minimização da mortalidade dos espécimes (Davis, 2010).

Diferentes fatores pesqueiros podem contribuir para a sobrevivência ou mortalidade do *Bycatch*: O tempo de permanência nas redes, a duração dos arrastos, a temperatura da água, a transferência e manipulação dos organismos nas embarcações e a profundidade, são fatores que dependendo da intensidade, podem ser determinantes na sobrevivência dos peixes devolvidos ao mar (Davis, 2002; Cooke & Suski, 2004; Larocque et al., 2012). Estes fatores podem causar alterações subletais de ordem física como as injúrias geradas no processo de captura ou ainda alterações fisiológicas, como efeitos no metabolismo ou aumento do estresse oxidativo, os quais reduzem a performance dos espécimes em relação a predadores e coespecíficos, comprometendo o comportamento, crescimento e reprodução ou ocasionando a mortalidade após a devolução (Wilson, et al., 2014).

A família Sciaenidae é uma das mais diversas e predominantes na captura acessória mundial de peixes da pesca de arrasto direcionada ao camarão, tanto em frequência, como em biomassa (Alverson et al., 1994) e este padrão tem sido recorrente nas Regiões Sul e Sudeste do Brasil (Graça-Lopes et al., 2002; Schwarz Jr et al., 2007; Branco, 2005; Branco & Verani, 2006a, b; Souza et al., 2008; Bernardes Júnior et al., 2011; Haluch et al., 2011; Cattani et al., 2011). São espécies essencialmente demersais, que vivem e alimentam-se junto ao fundo (Menezes & Figueiredo, 1980). A remoção de Sciaenidae na captura incidental pode influenciar diretamente nos processos ecossistêmicos, pois a maioria das espécies realiza uma gama de interações as quais podem alterar a estabilidade da comunidade bentônica (Sabinson, 2014).

Na Região Sul do Brasil, dentre os Sciaenidae, *Paralichthys brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* são as espécies mais comuns nas capturas acessórias da pesca de arrasto (Chaves & Gomes, 2006; Cattani et al., 2011; Sedrez, et al., 2013). *Paralichthys brasiliensis* apresenta distribuição desde o Panamá até a Argentina, vivendo sobre fundo arenoso, lamoso ou arenoso-lodoso, em profundidade de até 100 metros, sendo mais comum na área litorânea, em profundidade na faixa de 20 metros (Vazzoler, 1975; Menezes & Figueiredo, 1980; Haimovici et al., 1996). É uma espécie predadora com hábito bentônico, eficiente na exploração e captura de invertebrados que vivem próximos ou enterrados no fundo marinho (Zahorcsak et al., 2000). *Stellifer rastrifer* ocorre desde a Colômbia até o Sul do Brasil, é encontrada sobre fundos de areia ou lama, em profundidade superior a 20 m, completando seu ciclo de vida em estuários (Alcantara, 1989; Peres-Rios, 2001). Possui dieta generalista e tendência a carcinofagia, no entanto, o camarão não é o principal item de sua dieta (Sabinson, 2014). *Stellifer rastrifer* pode ser importante na cadeia trófica, contribuindo para conservação do camarão, por meio da competição por espaço com espécies as quais, consomem preferencialmente camarão (Coelho et al., 1985)

Considerando este contexto, o presente estudo buscou avaliar a influência da duração dos arrastos de fundo sobre a captura incidental de peixes da pesca voltada ao camarão, por meio de parâmetros indicadores de estresse mecânico (injúrias físicas) e fisiológico (estresse oxidativo) e suas possíveis implicações na mortalidade ou sobrevivência da ictiofauna acessória, tendo como modelos de referência as espécies *Paralichthys brasiliensis* e *Stellifer rastrifer*.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar o efeito da pesca de arrasto de fundo sobre a mortalidade, injúrias físicas e no estado de estresse oxidativo de duas espécies de peixes Sciaenidae, *Paralichthys brasiliensis* e *Stellifer rastrifer*.

2.2 Específicos

- Avaliar a sobrevivência em relação à duração dos arrastos, sazonalidade e tamanho corporal.
- Analisar as variações nos escores de CDI (*Catch Damage Index*) em relação à duração dos arrastos, sazonalidade e tamanho corporal e da mortalidade em função do CDI.
- Determinar as variações nos tipos de injúrias físicas, sua relação com a duração dos arrastos, sazonalidade, tamanho corporal e com a mortalidade.
- Avaliar o efeito da pesca de arrasto de fundo no sistema de defesa antioxidante, em diferentes órgãos por meio de marcadores de estresse oxidativo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Coletas

As coletas foram realizadas na na Região Sul do Brasil, litoral do Paraná (-25.63162158'S; -48.36730957'W), (Figura 1), em profundidades entre 6,3 e 11,7 metros (anexo 1, material suplementar).

Todas as coletas foram realizadas por meio de arrastos experimentais, simulando as condições de pesca, em embarcações tradicionais utilizadas na pesca de camarão, equipadas com um motor de 21 HP e uma rede de arrasto de fundo com portas, do tipo simples, usual na captura de camarão no litoral paranaense, com 6,5 m de comprimento, 1,5 m de abertura máxima de boca e ensacador com malha de 24 mm entre nós opostos (Figura 2)

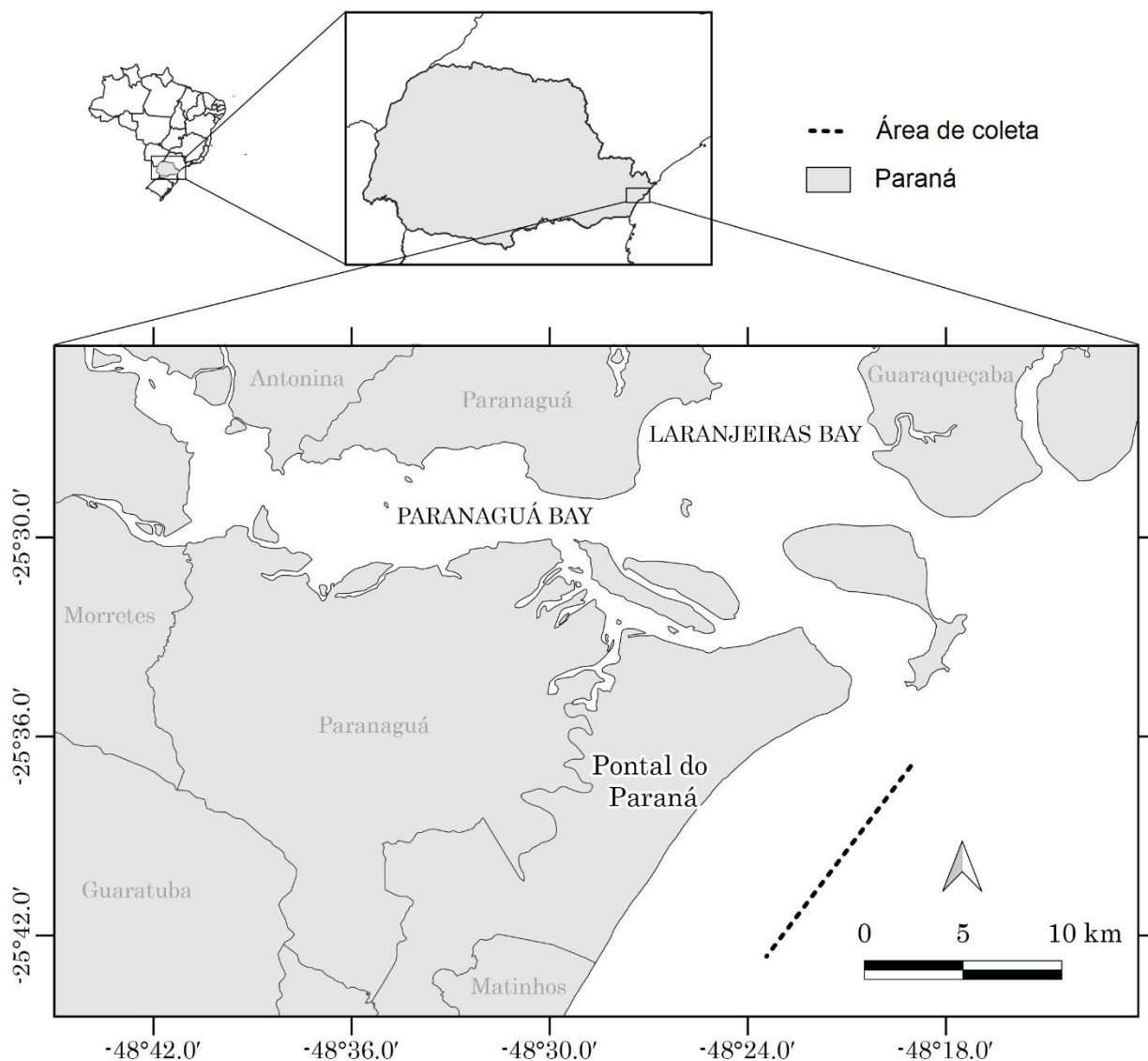


Figura 1. Área de coleta (linha tracejada), onde operações de arrastos experimentais foram conduzidas, em embarcações tradicionais destinadas à pesca de camarão, localizada no município de Ponta do Paraná, Paraná, Brasil.

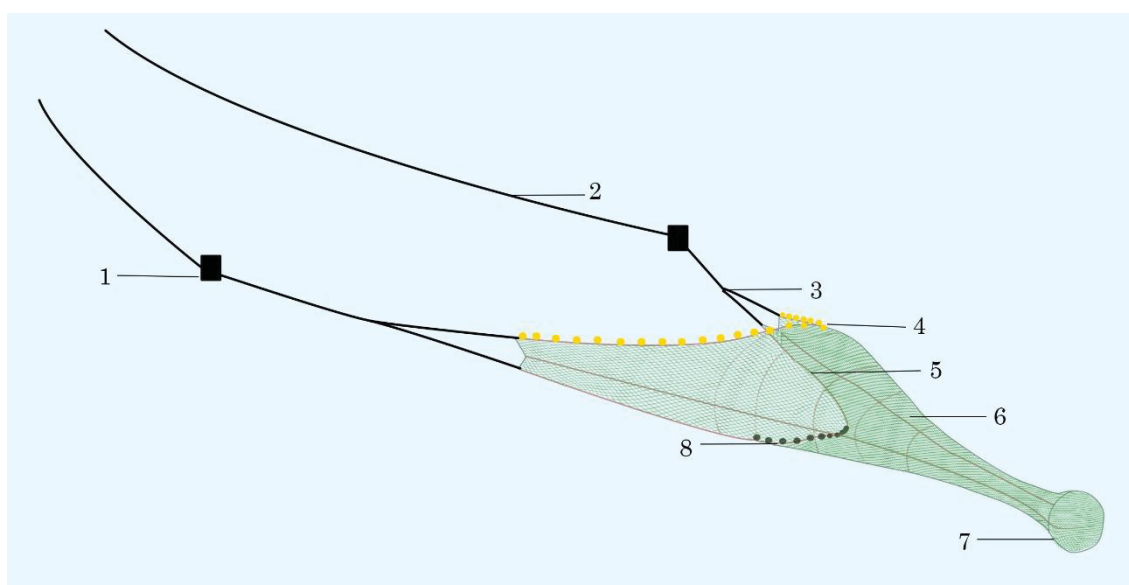


Figura 2. Rede de arrasto de fundo do tipo simples, utilizada na pesca artesanal de camarão no litoral paranaense. 1. Porta de arrasto, 2. Cabo de arrasto, 3. Cabo varredouro, 4. Tralha inferior, 5. Asa, 6. Rede de arrato, 7. Saco, 8. Tralha superior (Catchpole, 2009).

As coletas destinadas à análise das injúrias físicas e mortalidade foram realizadas em 2018, sazonalmente, sendo três incursões de coleta em cada estação do ano. Em cada incursão foram realizados três arrastos consecutivos, com diferentes tempos de duração para cada arrasto (15, 30 e 45 minutos). Durante as despescas, espécimes de *Paralanchurus brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* foram classificados como vivos ou mortos. Aqueles que sobreviveram à captura foram mantidos a bordo da embarcação, em tanques equipados com sistema de troca de água e aeração e, posteriormente, confinados em tanques em laboratório, para monitoramento da sobrevivência.

Para as análises de marcadores de estresse oxidativo, durante o verão de 2018, foram realizadas três incursões adicionais de coleta compostas de três arrastos experimentais, com diferentes tempos de duração (15, 30 e 45 minutos), totalizando nove arrastos. Nas despescas, *Paralanchurus brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* sobreviventes à captura foram imediatamente acondicionados em nitrogênio líquido e amostras de rins médio - posterior, fígado, cérebro, músculo, coração e brânquias foram processadas para as análises bioquímicas.

A autorização de coleta de animais foi obtida via Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (SISBIO/ICMBio) sob número 55857-1 e a licença de experimentação animal foi obtida na Comissão de Ética no Uso de Animais do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná (CEUA-BIO/UFPR) sob número 1055.

3.2 Monitoramento da sobrevivência

Os espécimes de *Paralanchurus brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* que sobreviveram à captura foram transferidos para tanques em laboratório e foram regularmente monitorados por meio de inspeções a cada três horas no primeiro dia e, a partir do segundo dia, a cada oito horas (0 – 156 horas). Nas inspeções, os peixes mortos foram removidos dos tanques. A qualidade da água foi controlada durante todo período de confinamento por meio da aeração e da troca completa da água dos tanques, a cada 48 horas. Além disso, foram realizadas diariamente análises das concentrações de oxigênio dissolvido, amônia, nitrito, pH, temperatura e salinidade da água dos tanques.

3.3 Avaliação de injúrias físicas

Todos os espécimes de *Paralichthys brasiliensis* e *Stellifer rastrifer*, que morreram no momento e após a captura e aqueles que sobreviveram ao período de monitoramento, foram analisados para estimativa do grau de injúrias físicas. Este procedimento foi realizado por meio da inspeção sistemática da presença e da extensão de um conjunto de lesões físicas relacionadas aos arrastos, as quais foram utilizadas para cálculo do CDI – *catch damage index* (Depestele et al., 2014), modificado a partir de Esaiassen et al. (2013), (tabela 1). O CDI pode variar entre 0 e 14 e indica o quanto um espécime pode ser afetado mecanicamente no processo de captura. Além disso, todos os espécimes foram pesados e medidos (peso total e tamanho corporal).

Tabela 1. Injúrias de captura para cálculo do CDI – Catch Damage Index (modificado a partir de Esaiassen et al., 2013), para avaliação de injúrias físicas em peixes após operações de captura e manipulação (Depestele et al., 2014). Contusões são marcadas separadamente para cabeça, corpo e cauda.

Catch damage index (CDI)		
Injúrias físicas	Descrição	Escore
Lesões por apetrecho (Rede de arrasto)	Sem marcas	0
	Incisões/perfurações	1
Perda de escamas	<10% de perda de escamas	0
	Entre ≤ 10 e <50% de perda de	1
	$\geq 50\%$ de perda de escamas	2
Contusões/hematomas (escore separado para cabeça, corpo e cauda)	Sem descoloração	0
	< 50 % de descoloração	1
	$\geq 50\%$ de descoloração na área	2
Esmagamento	Nenhuma compressão	0
	< 30% de compressão	1
	$\geq 30\%$ de compressão	2
Coluna vertebral quebrada	Não	0
	Sim	1
Lesões na nadadeira ou cauda	Sem marcas	0
	< 30% de marcas	1
	$\geq 30\%$ de marcas visíveis	2
CDI máximo		14

3.4 Avaliação de marcadores de estresse oxidativo

As amostras foram pesadas e homogeneizadas (homogeneizador Potter-Elvehjem) em tampão Tris-HCl 50mM (pH 7,4), posteriormente centrifugadas em 12.000g a 4°C durante 20 min e, os sobrenadantes utilizados nas análises enzimáticas e índices de estresse oxidativo a 20°C.

A concentração de proteínas totais foi determinada pelo método de Bradford (Bradford, 1976), utilizando-se soro de albumina bovina (BSA) para o estabelecimento da curva padrão e a absorbância das amostras foi analisada em 595 nm.

A atividade enzimática da glutathione s-transferase (GST; EC 2.5.1.18) foi avaliada de acordo com a metodologia de Keen et al. (1976) utilizando o 1-cloro-2,4-dinitrobenzeno (CDNB) como substrato. A glutathionação do CDNB foi medida espectrofotometricamente em 340nm.

A atividade enzimática da glutathione peroxidase (GPx; EC 1.11.1.9) foi avaliada de acordo com a metodologia de Wendel (1981), através da oxidação de NADPH a 340nm.

A concentração de glutathione reduzida (GSH) e outros tióis foram determinadas através do método descrito por Sedlak & Lindsay (1968) que se baseia na precipitação de proteínas e posterior reação de tióis não proteicos com o DTNB gerando produto que absorve luz a 415 nm.

A peroxidação lipídica (LPO) foi avaliada pelo método de Uchiyama & Mihara (1978), através da quantificação dos níveis dos produtos finais da peroxidação lipídica, o malonaldeído (MDA), gerados pela reação de TBARS. Os níveis de MDA foram determinados espectrofotometricamente em 535 nm, utilizando MDA (Merck, Darmstadt, Germany) como padrão.

O dano oxidativo em proteínas (PCO) foi determinado pela medida de grupos carbonil conforme previamente descrito por Levine et al. (1994). Os grupamentos carbonil foram mensurados pela absorbância em 370 nm.

3.5 Análises estatísticas

3.5.1 Injúrias físicas e mortalidade

Para analisar a influência da sazonalidade, tamanho corporal e duração dos arrastos na sobrevivência das espécies foi realizada uma regressão de GLM da classe Hurdle Model (Dunn & Smyth, 2018).

As análises da variação nos escores de CDI em relação à duração dos arrastos, sazonalidade e tamanho corporal foram realizadas por meio de regressões do tipo GLM (Dunn & Smyth, 2018). O efeito do CDI sobre a mortalidade foi analisado por meio de regressão logística, assim como para a estimativa da diferença nos tipos de injúrias em relação ao tamanho corporal, duração dos arrastos e sazonalidade. No entanto, neste caso foi realizada para cada tipo de injúria uma regressão logística em relação a estas três variáveis em cada espécie. Para cada injúria, a escolha do melhor modelo foi realizada pela remoção passo-a-passo das variáveis menos significativas, quando fosse o caso (Kabacoff, 2011).

Na análise sobre quais tipos de injúrias estão mais relacionadas à mortalidade, foi contabilizado o número de indivíduos que apresentaram mortalidade no momento da captura e aqueles que sobreviveram ao período de monitoramento ou apresentaram mortalidade após a captura. Esta frequência foi comparada com o número de indivíduos que apresentaram ou não determinados tipos de injúrias. Para facilitar as análises, levou-se em consideração apenas a presença ou não da injúria, e não a sua classificação (de 0 a 3). Para verificar se as diferenças nas proporções foram significativas, para cada injúria foi aplicado um teste de independência por chi-quadrado (Kabacoff, 2011).

Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2019), considerando-se os valores significativos quando $p < 0,05^*$.

3.5.2 Marcadores de estresse oxidativo

Como nossa hipótese estava centrada nas diferenças de expressão entre as enzimas, adotamos uma abordagem multivariada, considerando como variáveis resposta uma matriz padronizada de expressão enzimática. Como os valores de expressão das enzimas são medidos em diferentes escalas

padronizamos a expressão enzimática para media zero e variância unitária por escalonamento e centralização antes das análises. Este procedimento melhora a interpretação dos principais efeitos, interações, e comparações entre preditores (Schielezeth, 2010).

Primeiramente, testamos se a expressão das enzimas difere entre as espécies por meio de Análise Multivariada de Variância (MANOVA). Depois, nos ajustamos para cada espécie, uma MANOVA, tendo tecido (órgão), duração das operações de arrasto e a sua interação, como variáveis preditoras.

Quando encontramos resultados significativos, testamos contrastes lineares entre preditores usando o método dos mínimos quadrados. Todas as análises foram realizadas no R (R Core Team, 2019) usando os pacotes emmeans (Lenth, 2019), dplyr (Wickham et al, 2019) e ggplot2 (Wickham, 2016).

4 RESULTADOS

4.1 Variações na sobrevivência em relação à duração dos arrastos, sazonalidade e tamanho corporal

- *Paralonchurus brasiliensis*

Foram capturados 438 indivíduos (primavera n = 267; verão = 81; outono = 49; inverno = 41). Desse total, somente 0,45% (n = 2) sobreviveram ao final do monitoramento de sobrevivência e 76,94% (n = 337), morreram no momento da captura. Foram constatadas diferenças na probabilidade de sobrevivência no momento da captura em relação ao tamanho corporal ($p < 0.001^*$, SE = 0,0512), duração dos arrastos ($p < 0.001^*$; SE = 0,01386) e na sazonalidade, em todas as estações do ano (Primavera: $p < 0.001^*$, SE = 0,49524; Verão: $p = 0,00218^*$, SE = 0,5172; Outono: $p = 0,00033^*$, SE = 0,568; Inverno: $p = 0,00166^*$, SE = 0,912).

De uma forma geral, em *Paralonchurus brasiliensis* quanto maior o tamanho corporal e menor a duração dos arrastos (15, 30, 45 minutos) maior foi a probabilidade de sobrevivência. Além disso, a magnitude dessa relação foi diferente em cada estação do ano, sendo a probabilidade de sobrevivência mais elevada no inverno, seguida do outono, primavera e verão, respectivamente

(Figura 3). O tempo de sobrevivência após a captura variou nas diferentes estações (Figura 4), não apresentando diferenças de acordo com o tamanho corporal ou duração dos arrastos (Figuras 5 A e 5 B).

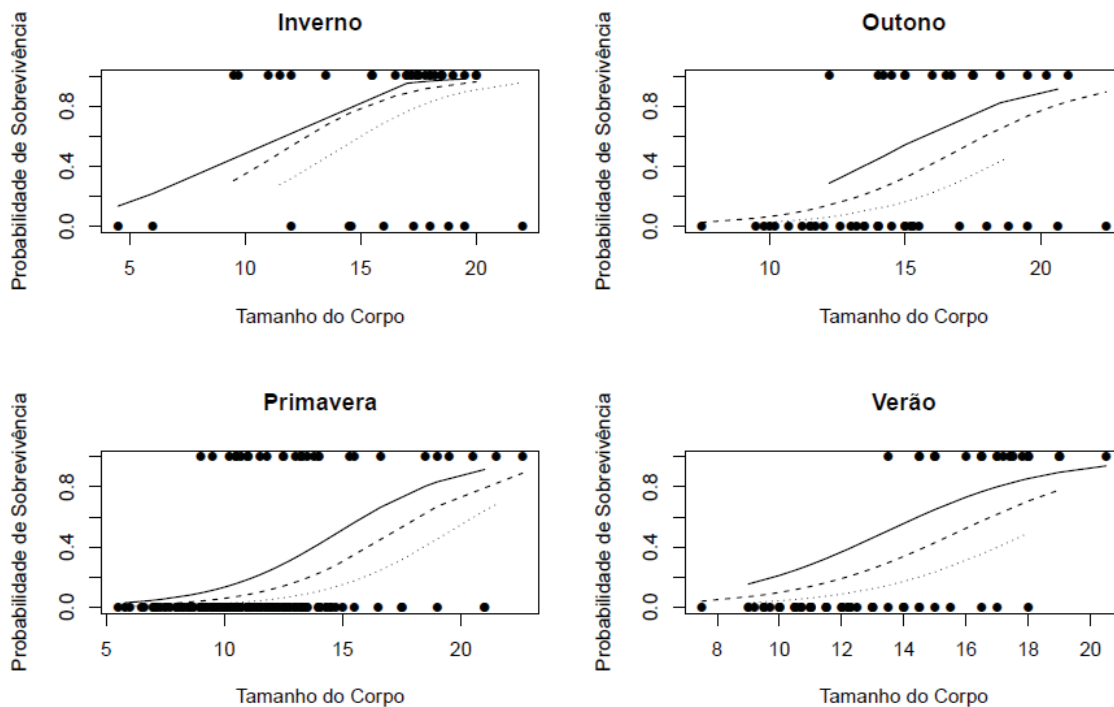


Figura 3. Probabilidade de sobrevivência de *Paralonchurus brasiliensis* estimada pelo modelo de regressão logística em função do tamanho corporal, duração dos arrastos e estações do ano. Linha inteira: TA = 15. Linha tracejada: TA = 30. Linha pontilhada: TA = 45.

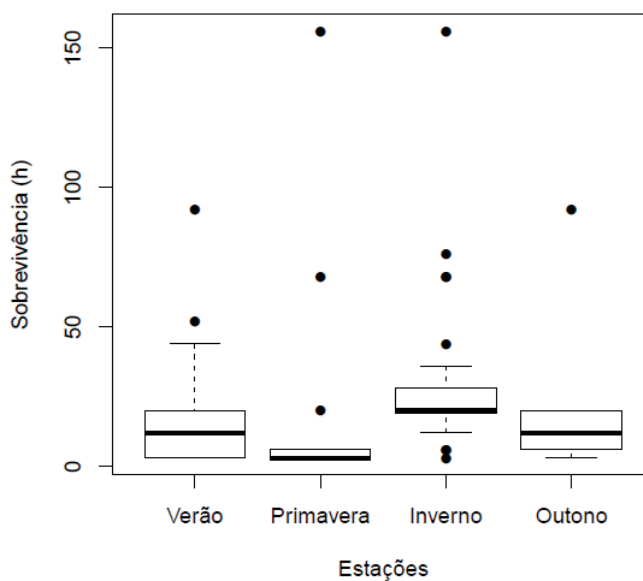


Figura 4. Tempo de sobrevivência de *Paralonchurus brasiliensis* em diferentes estações do ano.

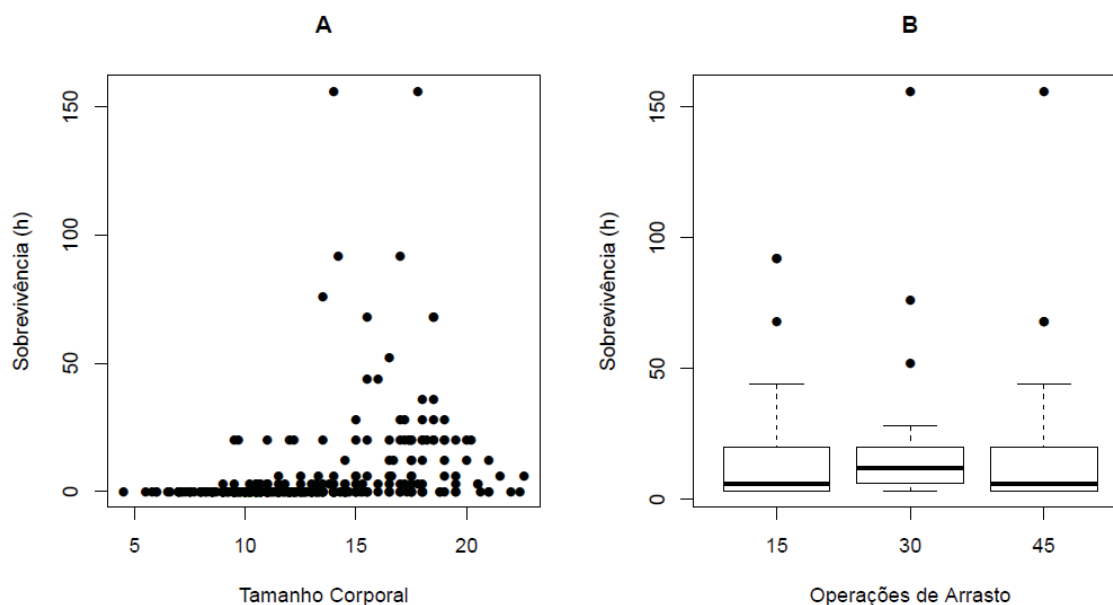


Figura 5. Tempos de sobrevivência (horas) de *Paralonchurus brasiliensis* em função do tamanho corporal (A) e duração dos arrastos (B).

- *Stellifer rastrifer*

Foram capturados 3.730 indivíduos de *Stellifer rastrifer* (primavera $n = 646$; verão $n = 1.469$; outono $n = 914$; inverno $n = 701$). A mortalidade foi alta, sendo que 69,32% dos indivíduos morreram na captura ($n = 2586$) e somente 0,34% ($n = 13$) sobreviveram ao final do monitoramento. Foram verificadas diferenças na probabilidade de sobrevivência no momento da captura em relação ao tamanho corporal ($p < 0,0001^*$, $SE = 0,02626$), duração dos arrastos ($p < 0,0001^*$, $SE = 0,00401$) e sazonalidade (Primavera: $p < 0,0001^*$, $SE = 0,12763$; Verão: $p < 0,0001^*$, $SE = 0,12734$; Outono: $p < 0,0001^*$, $SE = 0,13401$; Inverno: $p < 0,0001^*$, $SE = 0,28577$). Assim como em *Paralonchurus brasiliensis*, em *Stellifer rastrifer* quanto maior o tamanho corporal e menor a duração dos arrastos (15, 30, 45 minutos), maior foi a probabilidade de sobrevivência. *Stellifer rastrifer* apresentou maior probabilidade de sobrevivência durante o inverno e primavera (Figura 6). Houve diferenças em relação ao tempo de sobrevivência após a captura de acordo com o tamanho corporal, duração dos arrastos e estação do ano. A probabilidade de sobrevivência foi mais elevada para os indivíduos de maior tamanho corporal e capturados em arrastos de menor

duração. Da mesma forma esta relação foi diferente de acordo com as estações, sendo maior a sobrevivência no inverno (Figura 7).

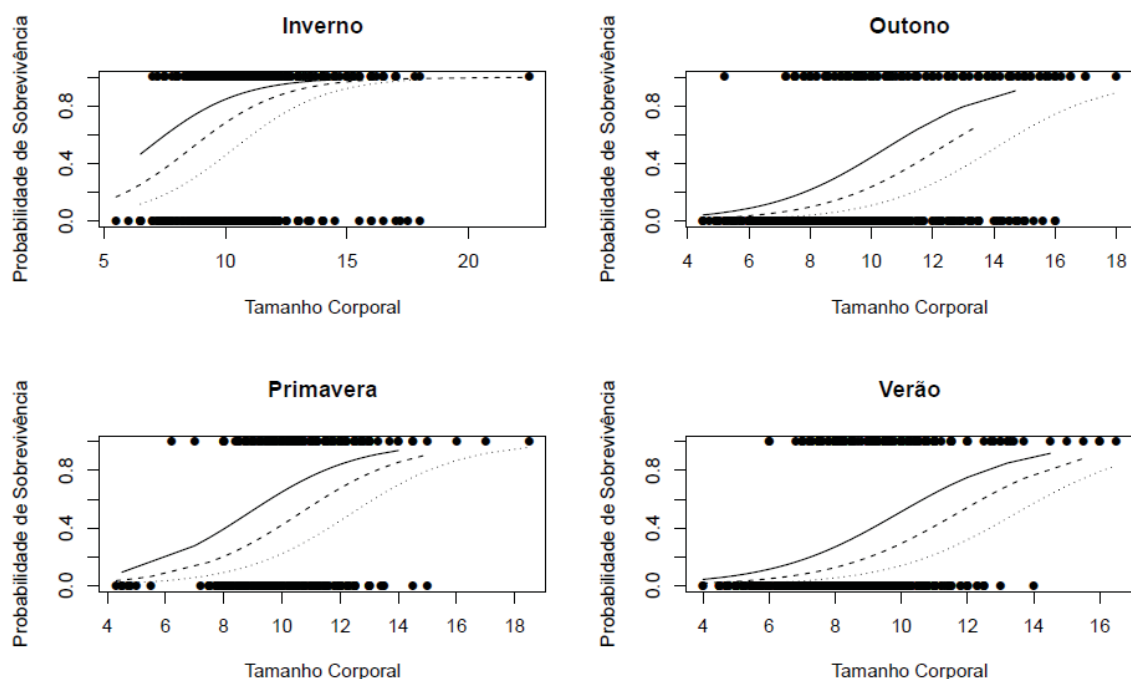


Figura 6. Probabilidade de sobrevivência de *Stellifer rastrifer* estimada pelo modelo de regressão logística em função do tamanho corporal, duração das operações de arrasto e estações do ano. Linha inteira: 15 min. Linha tracejada: 30 min. Linha pontilhada: 45 min.

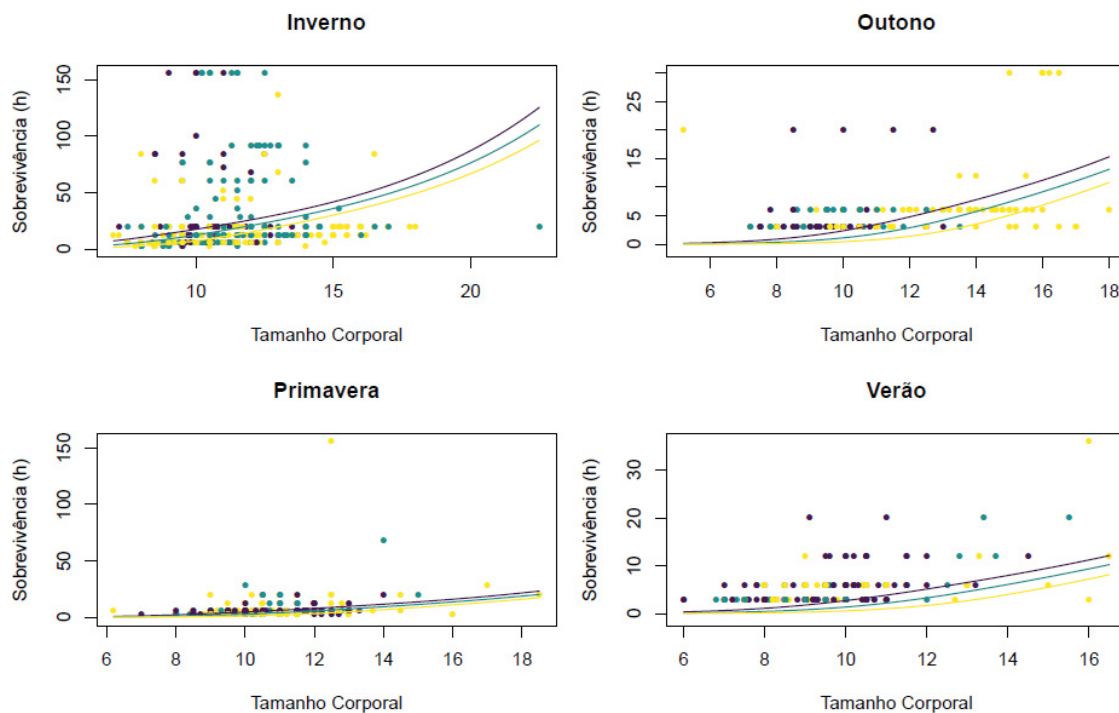


Figura 7. Tempos de sobrevivência (horas) de *Stellifer rastrifer* em função da estação do ano, tamanho corporal e duração dos arrastos: roxo = 15 minutos; azul = 30 minutos; amarelo = 45 minutos.

4.2 Variações nos escores de CDI em relação à duração dos arrastos, sazonalidade e tamanho corporal e da mortalidade em função do CDI

- *Paralonchurus brasiliensis*

Em *Paralonchurus brasiliensis*, a distribuição de valores de CDI foi bastante distinta de acordo com a sazonalidade, portanto, foi realizada uma regressão GLM para cada estação do ano em função do tamanho corporal e duração dos arrastos assumindo distribuição de Poisson e binomial negativa. Cada regressão foi comparada utilizando o critério de informação de Akaike (AIC). O modelo com menor valor de AIC foi o escolhido para a apresentação dos resultados.

Os resultados foram distintos para cada estação do ano. Durante o inverno e verão, não houve efeito do tamanho corporal (Inverno: $p = 0,11607$, $SE = 0,03924$; Verão: $p = 0,00849$, $SE = 0,02817$) e duração dos arrastos (Inverno: $p = 0,63166$, $SE = 0,01348$; Verão: $p = 0,23713$, $SE = 0,00755$) sobre os valores de CDI em *Paralonchurus brasiliensis*. No outono, apenas o tamanho corporal explicou a variação no CDI ($p < 0,0001^*$, $SE = 0,05358$). Durante a primavera, tanto o tamanho corporal ($p < 0,0001^*$, $SE = 0,00978$) quanto a duração dos arrastos ($p < 0,0001^*$, $SE = 0,00202$) explicaram as variações nos valores de CDI em *Paralonchurus brasiliensis*. Quando o tamanho corporal e a duração dos arrastos apresentaram efeito significativo, o aumento do tamanho do corpo foi relacionado com a diminuição nos escores de CDI. Por sua vez, os valores de CDI foram mais elevados na medida em que aumentou-se a duração dos arrastos (15, 30 e 45 minutos) (Figura 8), assim como a probabilidade de mortalidade foi diretamente influenciada pelo aumento dos escores de CDI ($p < 0,001^*$; $SE = 0,05935$) (Figura 11 A).

- *Stellifer rastrifer*

Em *Stellifer rastrifer* foi possível realizar uma única análise de regressão GLM assumindo distribuição binomial negativa dos valores de CDI, em função do tamanho corporal, duração dos arrastos e estação do ano. As análises foram realizadas utilizando o pacote MASS (Venables & Ripley, 2019), no programa R.

Em todas as estações do ano, houve efeito do tamanho corporal e duração dos arrastos sobre os valores medidos de CDI. Os valores de CDI foram maiores na medida em que aumentou a duração dos arrastos ($p < 0,0001^*$, SE

= 0,00086) e naqueles indivíduos de menor tamanho corporal ($p < 0.0001^*$, SE = 0,00583), (Figura 9). Em geral, os valores de CDI foram menores no inverno ($p < 0,0001^*$, SE = 0,07085), seguido do outono ($p < 0,0001^*$, SE = 0,03735), verão ($p < 0,0001^*$, SE = 0,0357) e sendo maiores na primavera ($p < 0,0001^*$, SE = 0,03599), (Figura 10). Em *Stellifer rastrifer* também foi encontrada forte associação entre a probabilidade de mortalidade com o aumento do CDI ($p < 0,0001^*$; SE = 0,03691), (Figura 11 B).

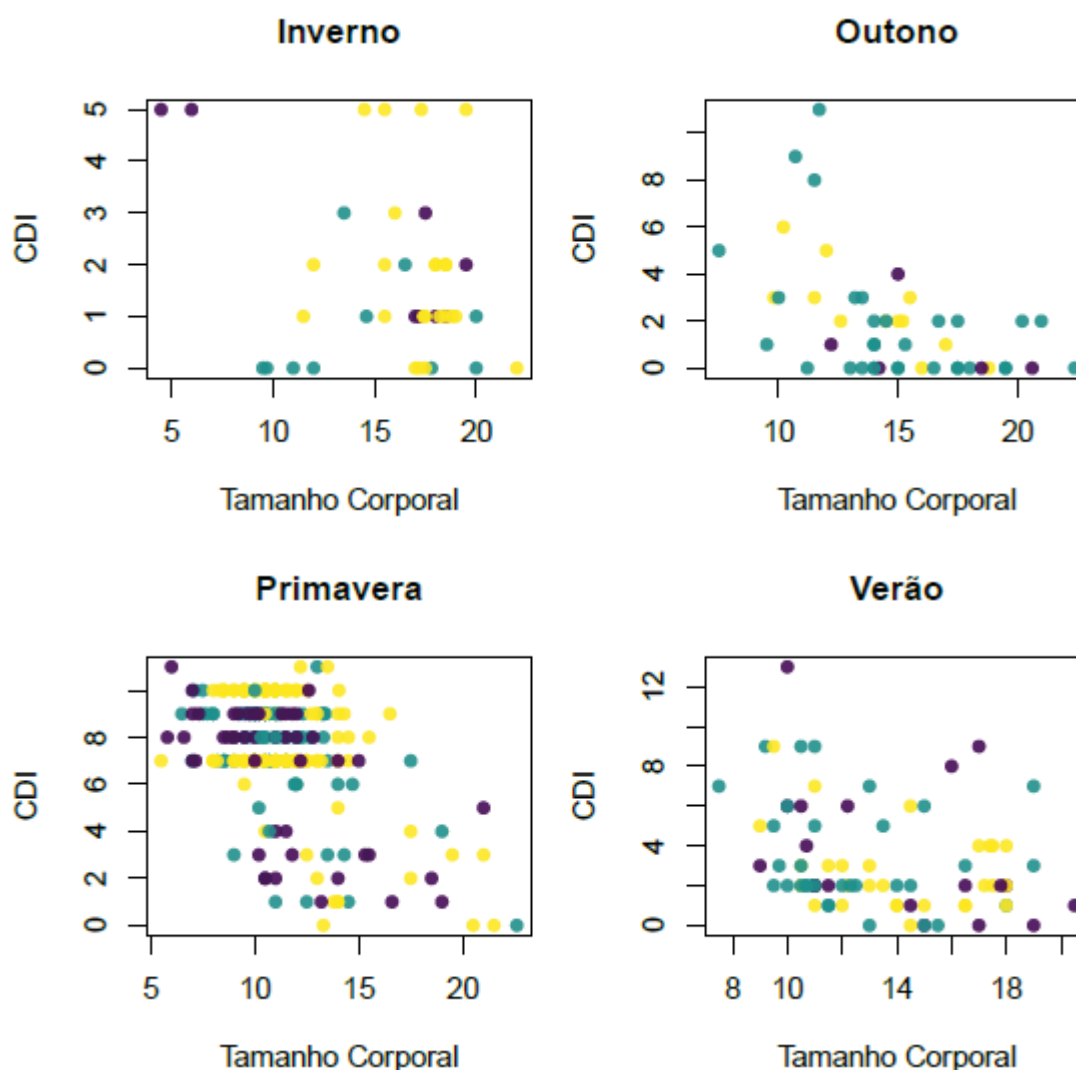


Figura 8. Relação entre tamanho corporal, duração das operações de arrasto e *Catch Damage Index* (CDI), nas diferentes estações do ano para a espécie *Paralonchurus brasiliensis*: roxo = 15 minutos; azul = 30 minutos; amarelo = 45 minutos.

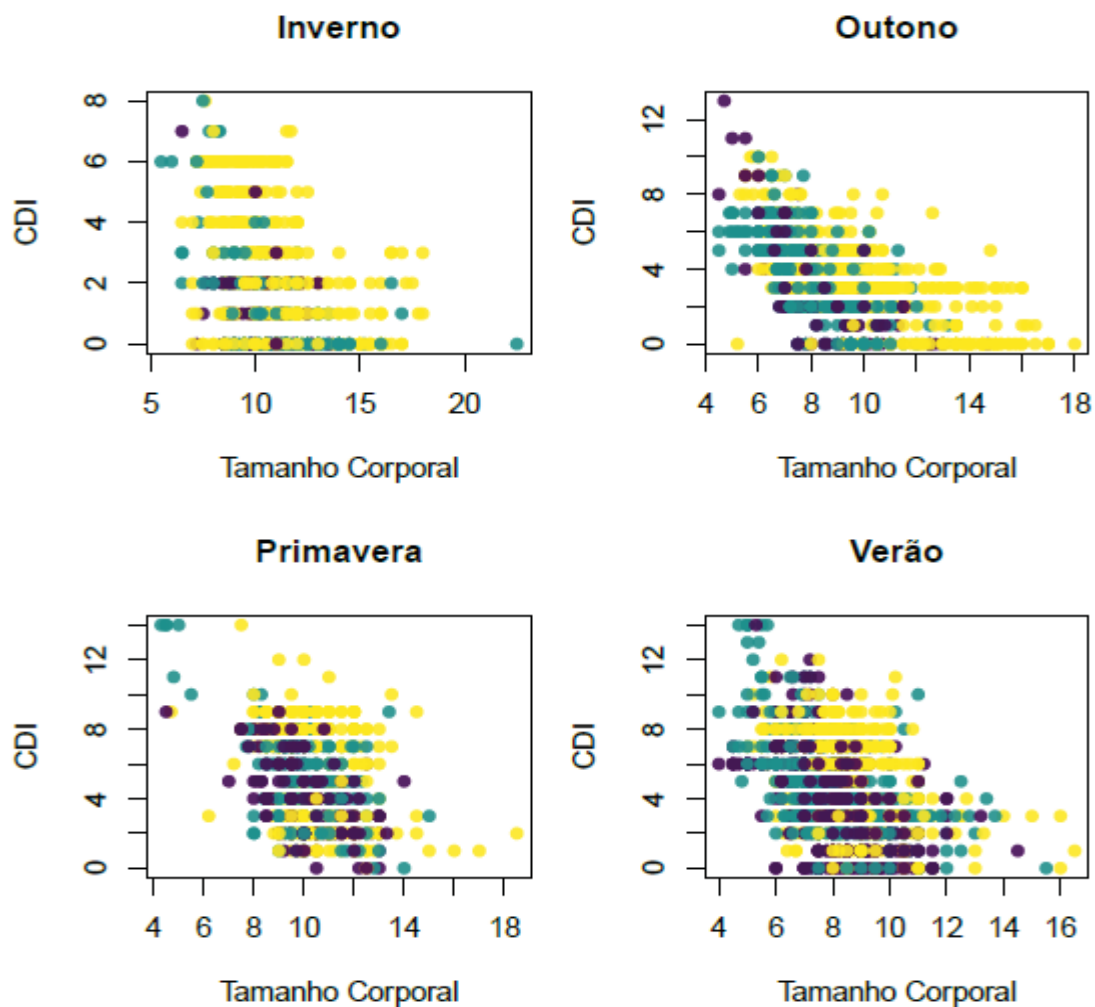


Figura 9. Relação entre tamanho corporal, duração das operações de arrasto e *Catch Damage Index* (CDI), nas diferentes estações do ano para a espécie *Stellifer rastrifer*: roxo = 15 minutos; azul = 30 minutos; amarelo = 45 minutos.

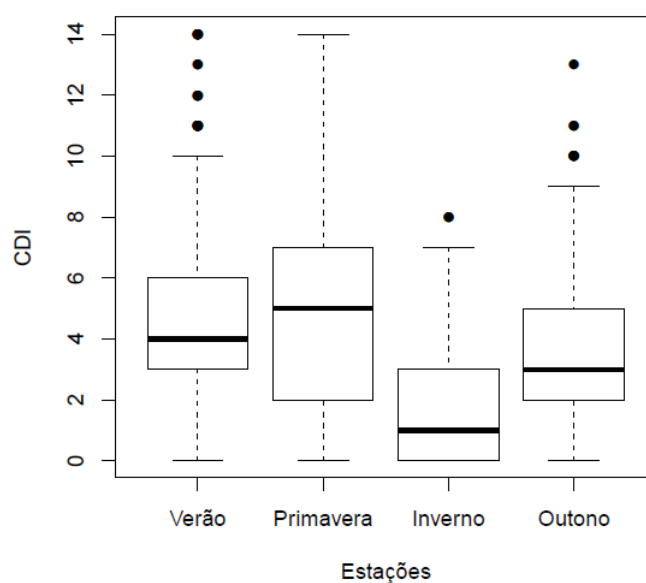


Figura 10. Valores de CDI nas diferentes estações do ano para a espécie *Stellifer rastrifer*.

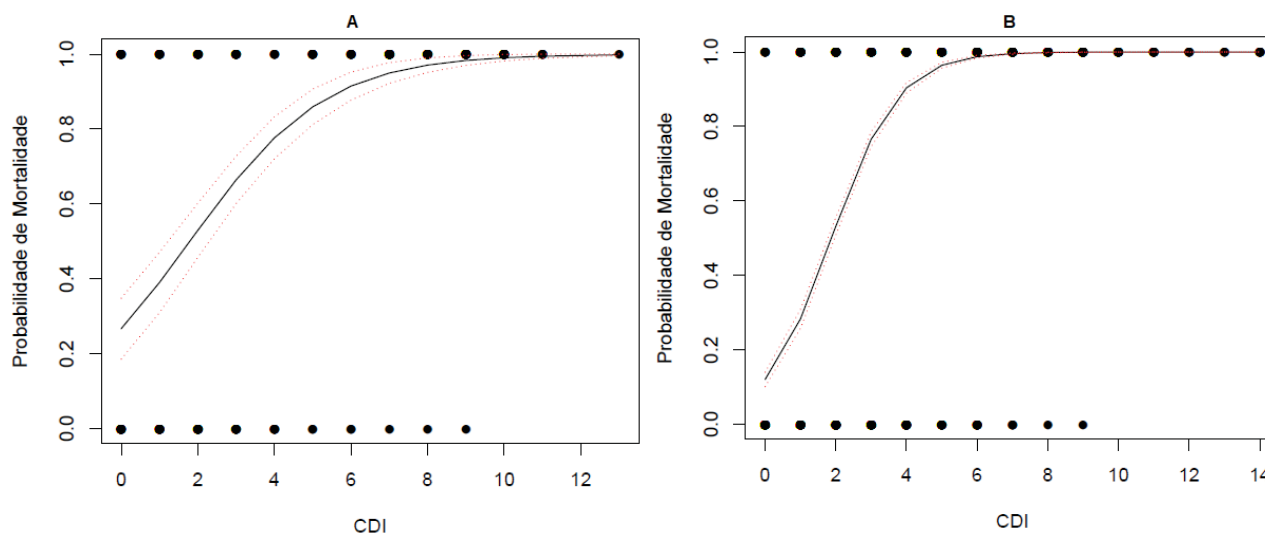


Figura 11. Probabilidade de mortalidade em *Paralonchurus brasiliensis* (A) e *Stellifer rastrifer* (B) em função do CDI

4.3 Variações nos tipos de injúrias físicas, sua relação com a duração dos arrastos, sazonalidade, tamanho corporal e com a mortalidade

- *Paralonchurus brasiliensis*

As injúrias físicas mais comuns em *Paralonchurus brasiliensis* foram contusões e hematomas na cabeça, perda de escamas, contusões e hematomas no corpo e esmagamento, respectivamente (Figura 12). Algumas injúrias foram associadas com a sazonalidade nas estações do ano, exceto durante o verão (Primavera: Lesões por apetrecho $p = 0,00414^*$, $SE = 1,0209$, Perda de escamas: $p < 0,0001^*$, $SE = 0,55319$, Contusões ou hematomas no corpo: $p < 0,0001^*$, $SE = 0,51465$, Coluna vertebral quebrada: $p < 0,0001^*$, $SE = 0,94032$; Inverno: Perda de escamas $p = 0,00203^*$, $SE = 0,97538$, Contusões ou hematomas na cabeça $p < 0,0001^*$, $SE = 0,97558$, Esmagamento: $p < 0,0001^*$, $SE = 0,61519$; Lesões na cauda: $p = 0,00198^*$, $SE = 0,56752$; Outono: Contusões ou hematomas na cabeça $p < 0,0001^*$, $SE = 0,55319$).

Em *Paralonchurus brasiliensis* o modelo de regressão logística demonstrou associação de alguns tipos de injúrias em relação ao tamanho corporal (Perda de escamas: $p < 0,0001^*$, $SE = 0,05143$; Contusões ou hematomas na cabeça: $p < 0,0001^*$, $SE = 0,0522$; Contusões ou hematomas no corpo: $p < 0,0001^*$, $SE = 0,04672$; Esmagamento: $p < 0,0001^*$, $SE = 0,0516$; Coluna vertebral quebrada: $p < 0,0001^*$, $SE = 0,08298$;) e duração dos arrastos (Contusões ou hematomas no corpo: $p = 0,00014^*$, $SE = 0,01226$;

Esmagamento: $p < 0,0001^*$, SE = 0,01173; Coluna vertebral quebrada: $p = 0,00021^*$, SE = 0,01609).

Em *Paralanchurus brasiliensis* houve diferença significativa na frequência de mortalidade e na proporção de injúrias, no momento e após a captura para quase todas as injúrias, com exceção de contusões e hematomas na cauda e lesão na nadadeira caudal (Lesões por apetrecho $p = 0,008228^*$; Perda de escamas $p < 0,001^*$; Contusões ou hematomas na cabeça $p < 0,001^*$; Contusões ou hematoma no corpo $p < 0,001^*$; Contusões ou hematomas na cauda $p = 0,484867$; Esmagamento $p < 0,001^*$; Coluna vertebral quebrada $p < 0,001^*$; Lesão na cauda $p = 0,092487$). Em *Paralanchurus brasiliensis* a mortalidade e a ocorrência de injúrias físicas foram consideravelmente maiores no momento da captura quando comparado com após a captura. As injúrias físicas mais relacionadas com a mortalidade no momento da captura foram perda de escamas, contusões ou hematomas na cabeça, contusão ou hematomas no corpo, coluna vertebral quebrada e esmagamento, respectivamente. Após a captura, as injúrias mais comuns foram contusões ou hematomas na cabeça e perda de escamas (Figura 13).

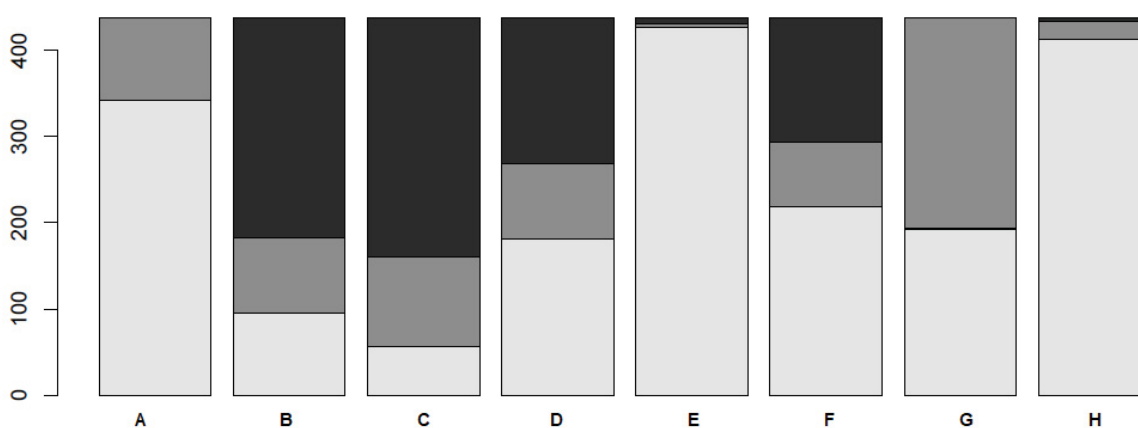


Figura 12. Proporção de injúrias em *Paralanchurus brasiliensis*. Nível das injúrias: Cinza claro: 0. Cinza médio: 1; Cinza escuro: 2. A: Lesões apetrecho. B: Perda de escamas. C: Contusão ou hematoma na cabeça. D: Contusão ou hematoma no corpo. E: Contusão ou hematoma na cauda. F: Esmagamento. G: Coluna vertebral quebrada. H: Lesão na nadadeira causal.

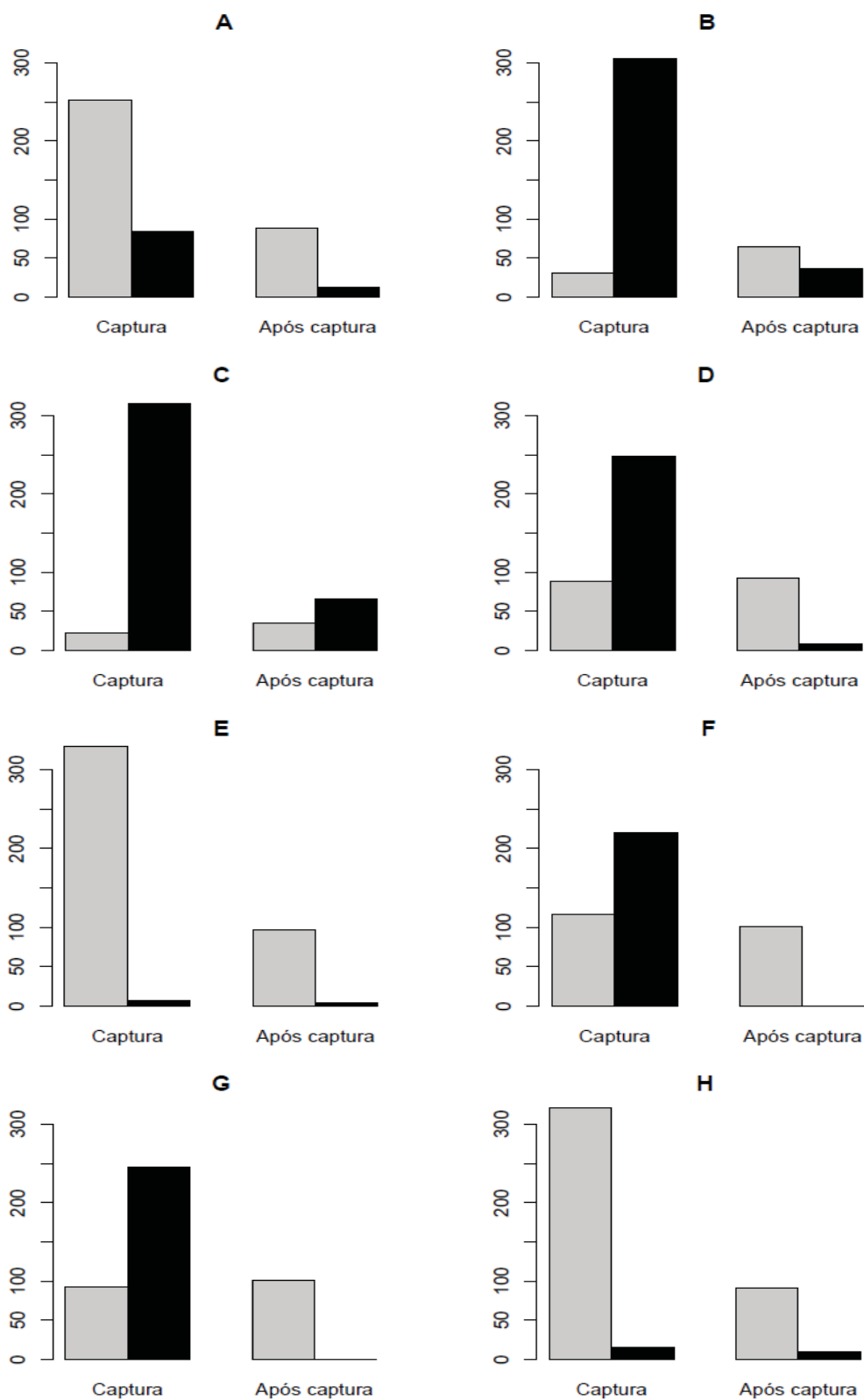


Figura 13. Relação entre número de indivíduos de *Paralonchurus brasiliensis* que não apresentaram injúria (barras cinzas) e apresentaram injúria (barras escuras) e a incidência de mortalidade no momento de captura e após a captura. A: Lesões apetrecho. B: Perda de escamas. C: Contusão ou hematoma na cabeça. D: Contusão ou hematoma no corpo. E: Contusão ou hematoma na cauda. F: Esmagamento. G: Coluna vertebral quebrada. H: Lesão na nadadeira caudal.

- *Stellifer rastrifer*

Em *Stellifer rastrifer* as injúrias físicas mais comuns foram contusões e hematomas na cabeça, perda de escamas e contusões ou hematomas no corpo (Figura 14). Em *Stellifer rastrifer* a maioria das injúrias foi relacionada com a sazonalidade, com exceção de lesões por apetrecho, contusões e hematomas na cauda e coluna vertebral quebrada no inverno e lesões na nadadeira caudal durante a primavera (Primavera: Lesões por apetrecho $p < 0,001^*$, SE = 0,29405, Perda de escamas $p < 0,001^*$, SE = 0,29759, Contusões ou hematomas na cabeça $p < 0,001^*$, SE = 0,29759, Contusões ou hematomas no corpo $p < 0,001^*$, SE = 0,13309, Esmagamento $p < 0,001^*$, SE = 0,59157, Coluna vertebral quebrada $p < 0,001^*$, SE = 0,71661; Verão: Lesões por apetrecho $p = 0,0403^*$, SE = 0,29405, Perda de escamas $p < 0,001^*$, SE = 0,14731, Contusões ou hematomas na cabeça $p < 0,001^*$, SE = 0,12818, Contusões ou hematomas no corpo $p < 0,001^*$, SE = 0,12818, Esmagamento $p < 0,001^*$, SE = 0,58963, Coluna vertebral quebrada $p < 0,001^*$, SE = 0,71452; Outono: Lesões por apetrecho $p < 0,001^*$ SE = 0,14065, Perda de escamas $p < 0,001^*$, SE = 0,14065, Contusões ou hematomas na cabeça $p < 0,001^*$, SE = 0,13351, Contusões ou hematomas no corpo $p = 0,01731^*$ SE = 0,13041, Esmagamento $p < 0,001^*$, SE = 0,597, Coluna vertebral quebrada $p < 0,001^*$, SE = 0,71914, Lesões na nadadeira caudal $p < 0,001^*$, SE = 0,23828; Inverno: Perda de escamas: $p < 0,001^*$, SE = 0,33092; Contusões ou hematomas na cabeça $p < 0,001^*$, SE = 0,29908; Contusões ou hematomas no corpo: $p < 0,001^*$, SE = 0,27118, Esmagamento $p < 0,001^*$, SE = 0,58963, Lesões na nadadeira caudal $p = 0,021^*$, SE = 0,44781).

Praticamente todas as injúrias foram associadas à duração dos arrastos (TA) e ao tamanho corporal (CT), com exceção de lesões na nadadeira caudal e contusões ou hematomas na cauda com a duração dos arrastos (Lesões por apetrecho: CT $p < 0,001^*$, SE = 0,03731; TA $p = 0,0081^*$, SE = 0,00505; Perda de escamas: CT $p < 0,001^*$, SE = 0,03113; TA $p < 0,001^*$, SE = 0,00526; Contusões ou hematomas na cabeça: CT $p < 0,001^*$, SE = 0,02658; TA $p < 0,001^*$, SE = 0,00429; Contusões ou hematomas no corpo: CT $p < 0,001^*$, SE = 0,02373; TA $p < 0,001^*$, SE = 0,00335; Contusões ou hematomas na cauda: CT $p < 0,001^*$, SE = 0,06634; Esmagamento: CT $p < 0,001^*$, SE = 0,04219; TA $p <$

0.001*, SE = 0,0061; Coluna vertebral quebrada: CT $p < 0,001^*$, SE = 0,03688; TA $p < 0,001^*$, SE = 0,00446).

Em *Stellifer rastrifer* houve diferença significativa na proporção de injúrias e frequência de mortalidade entre o momento da captura e após a captura para todos os tipos de injúrias (Lesões por apetrecho: $p < 0,001^*$; Perda de escamas: $p < 0,001^*$; Contusões ou hematomas na cabeça: $p < 0,001^*$; Contusões ou hematomas no corpo: $p < 0,001^*$; Contusões ou hematomas na cauda: $p = 0,013984^*$; Esmagamento: $p < 0,001^*$; Coluna vertebral quebrada: $p < 0,001^*$; Lesão na nadadeira caudal: $p < 0,001^*$). A mortalidade, assim como a ocorrência de injúrias físicas, foi maior no momento da captura, sendo que as injúrias mais comuns foram, respectivamente, perda de escamas, contusão ou hematomas na cabeça, contusões ou hematomas no corpo e coluna vertebral quebrada. Após a captura, as injúrias mais comuns foram perda de escamas e lesões ou contusões ou hematomas na cabeça (Figura 15).

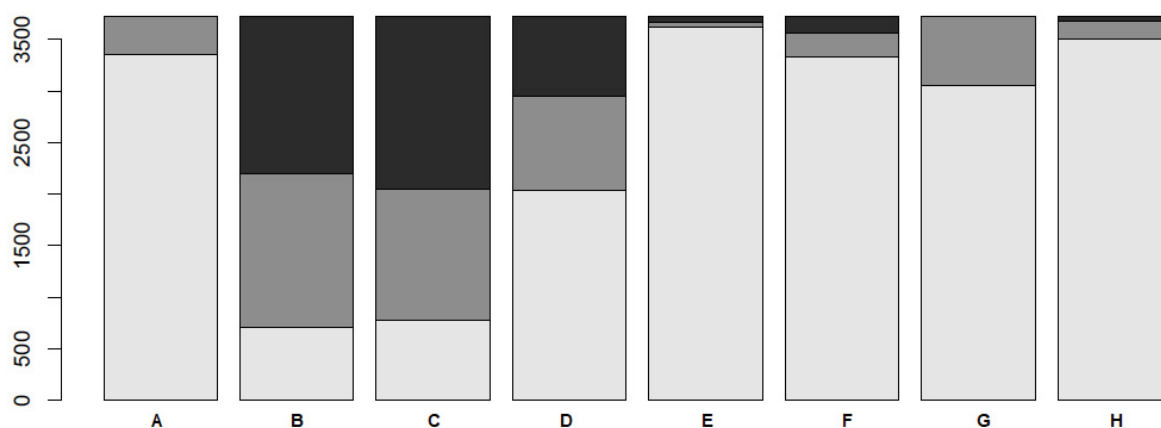


Figura 14. Proporção de injúrias em *Stellifer rastrifer*. Nível das injúrias: Cinza claro: 0. Cinza médio: 1; Cinza escuro: 2. A: Lesões apetrecho. B: Perda de escamas. C: Contusão ou hematoma na cabeça. D: Contusão ou hematoma no corpo. E: Contusão ou hematoma na cauda. F: Esmagamento. G: Coluna vertebral quebrada. H: Lesão na cauda.

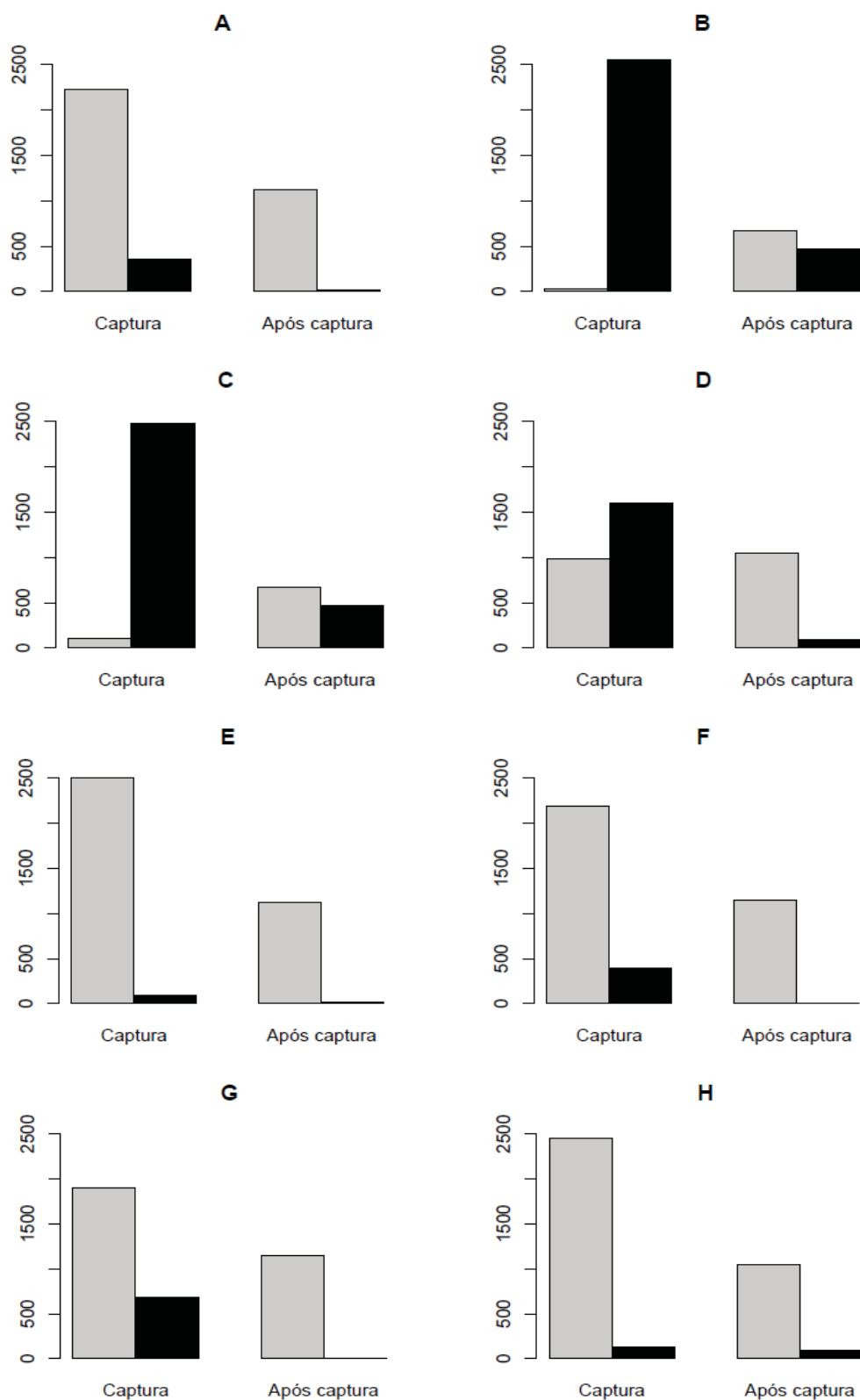


Figura 15. Relação entre número de indivíduos de *Stellifer rastrifer* que não apresentaram injúria (barras cinzas) e apresentaram injúria (barras escuras) e a incidência de mortalidade no momento de captura e após a captura. A: Lesões apetrecho. B: Perda de escamas. C: Contusão ou hematoma na cabeça. D: Contusão ou hematoma no corpo. E: Contusão ou hematoma na cauda. F: Esmagamento. G: Coluna vertebral quebrada. H: Lesão na nadadeira caudal.

4.4 Variações nos marcadores de estresse oxidativo

- *Paralonchurus brasiliensis*

Foram capturados 43 espécimes de *Paralonchurus brasiliensis*, sendo 11 no arrasto de 15 minutos e 19 e 45 nos arrastos de 30 e 45 minutos, respectivamente. Em *Paralonchurus brasiliensis* apenas a atividade da GST não sofreu influência da duração dos arrastos ($F_{2,140} = 2,12$, $p = 0,123$). A duração dos arrastos isoladamente influenciou na atividade da GPx ($F_{2,140} = 7,78$, $p < 0,001$) e na ocorrência de LPO ($F_{2,140} = 4,01$, $p = 0,020$). A atividade da GPx foi maior em todos os órgãos em 45 minutos de arrasto quando comparada aos outros tempos, e a concentração da LPO foi maior em todos os órgãos em 30 minutos de arrasto quando comparada a 15 e 45 minutos. GSH e PCO foram os dois marcadores influenciados pela interação da duração dos arrastos e os diferentes órgãos, sendo que o nível de GSH foi maior nos rins apenas em 30 min de arrasto ($F_{10,140} = 2,00$, $p = 0,037$). A concentração de PCO foi maior em 45 minutos de arrasto somente no coração ($F_{10,140} = 3,90$, $p < 0,001$). Comparando-se os níveis dos marcadores utilizados entre os órgãos analisados, observou-se que a atividade da GST foi maior no encéfalo e no fígado em relação aos outros órgãos ($F_{5,140} = 16,72$, $p < 0,001$). A atividade da GPx foi maior nas brânquias, coração e encéfalo em comparação com fígado, músculo e rins ($F_{5,140} = 12,53$, $p < 0,001$). A concentração de LPO foi maior no encéfalo em comparação aos outros órgãos, sendo que o coração apresentou níveis de LPO maiores do que o músculo ($F_{5,140} = 18,14$, $p < 0,001$). A concentração de PCO foi maior nas brânquias e no coração se comparados aos outros órgãos ($F_{5,140} = 9,93$, $p < 0,001$) (Tabela 2).

- *Stellifer rastrifer*

Foram capturados 55 espécimes de *Stellifer rastrifer* sendo 19 no arrasto de 15 minutos e 17 e 19 nos arrastos de 30 e 45 minutos respectivamente. Em *Stellifer rastrifer* o tempo de arrasto foi capaz de promover alterações apenas em interação com os órgãos e o único marcador que apresentou diferenças significativas foi a GSH ($F_{10,188} = 2,22$, $p = 0,018$), sendo maior em 30 minutos de arrasto, somente nas brânquias. As demais diferenças observadas foram registradas para os níveis dos marcadores entre os diferentes órgãos analisados em GST, LPO e PCO. A atividade da GST ($F_{5,188} = 30,95$, $p < 0,001$) foi maior no

fígado e rins, quando comparados aos demais órgãos e no encéfalo, a atividade da GST foi superior a apresentada nas brânquias, coração e músculo. A concentração de LPO ($F_{5,188} = 10,50$, $p < 0,001$) foi maior no encéfalo e fígado em comparação aos demais órgãos. A concentração de PCO ($F_{5,188} = 13,01$, $p < 0,001$) foi maior nas brânquias, encéfalo e rins em contraste com o coração, fígado e músculo (Tabela 3).

Tabela 2. Valores das médias \pm desvio padrão dos níveis de atividade de glutathione S-transferase (GST) e glutathione peroxidase (GPx) e das concentrações de glutathione reduzida (GSH), lipoperoxidação (LPO) e carbonilação proteica (PCO), nos órgãos de *Paralichthys brasiiliensis* submetidos a diferentes tempos de arrasto. Os asteriscos indicam diferenças significativas entre os tempos de arrasto para cada órgão. E as letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os órgãos. As atividades da GST e GPx foram expressas em mU/mg de proteína, as concentrações de GSH em μmols de tióis/mg de proteínas e as concentrações de MDA e LPO em μmols /mg de proteínas.

Órgão	Tempo	GST	GPx	GSH	LPO	PCO
Encéfalo						0,26 \pm 0,10 ^a
	15	8,40 \pm 2,92 ^a	3,18 \pm 2,05 ^a	1,81 \pm 1,49 ^a	1,45 \pm 0,44 ^a	
	30	9,17 \pm 4,68 ^a	3,20 \pm 1,90 ^a	2,01 \pm 1,51 ^a	1,85 \pm 0,95 ^{*a}	0,34 \pm 0,17 ^a
Músculo	45	7,84 \pm 2,98 ^a	5,61 \pm 3,60 ^{*a}	1,46 \pm 1,61 ^a	1,64 \pm 0,60 ^a	0,50 \pm 0,33 ^a
	15	0,93 \pm 0,61 ^b	0,59 \pm 0,31 ^b	0,62 \pm 0,56 ^a	0,47 \pm 0,40 ^b	0,42 \pm 0,37 ^a
	30	1,06 \pm 0,44 ^b	0,94 \pm 0,71 ^b	1,53 \pm 0,99 ^a	0,69 \pm 0,53 ^{*b}	1,31 \pm 1,94 ^a
Coração	45	2,03 \pm 0,61 ^b	1,63 \pm 1,08 ^{*b}	1,3 \pm 0,85 ^a	0,54 \pm 0,45 ^b	0,41 \pm 0,43 ^a
	15	1,47 \pm 1,21 ^b	3,88 \pm 2,10 ^a	1,37 \pm 0,98 ^a	1,12 \pm 0,64 ^c	0,84 \pm 0,59 ^b
	30	1,65 \pm 1,42 ^b	3,25 \pm 1,98 ^a	1,24 \pm 0,79 ^a	1,24 \pm 0,77 ^{*c}	1,25 \pm 0,76 ^b
Fígado	45	1,13 \pm 1,17 ^b	6,89 \pm 3,86 ^{*a}	2,57 \pm 1,85 ^a	0,96 \pm 0,57 ^c	3,33 \pm 1,95 ^{*c}
	15	6,25 \pm 4,55 ^a	1,3 \pm 0,86 ^b	1,47 \pm 1,10 ^a	0,47 \pm 0,43 ^{b,c}	0,46 \pm 0,37 ^a
	30	10,70 \pm 11,16 ^a	1,02 \pm 0,79 ^b	1,63 \pm 0,98 ^a	1,48 \pm 1,44 ^{*b,c}	0,99 \pm 1,23 ^a
Brânquias	45	2,55 \pm 5,61 ^a	1,38 \pm 2,00 ^{*b}	1,75 \pm 1,15 ^a	0,82 \pm 0,67 ^{b,c}	0,49 \pm 0,34 ^a
	15	3,28 \pm 2,77 ^b	3,31 \pm 2,36 ^a	1,60 \pm 1,11 ^a	0,75 \pm 0,9 ^{b,c}	2,34 \pm 1,18 ^b
	30	4,26 \pm 4,52 ^b	2,87 \pm 1,96 ^a	1,58 \pm 0,95 ^a	0,8 \pm 0,36 ^{*b,c}	2,22 \pm 1,67 ^b
Rins	45	1,51 \pm 0,81 ^b	6,07 \pm 3,09 ^{*a}	2,26 \pm 0,70 ^a	0,45 \pm 0,25 ^{b,c}	1,89 \pm 1,02 ^b
	15	4,83 \pm 3,44 ^b	2,21 \pm 1,30 ^b	2,21 \pm 1,34 ^a	0,77 \pm 0,37 ^{b,c}	1,44 \pm 1,25 ^a
	30	2,84 \pm 2,46 ^b	2,40 \pm 1,54 ^b	5,03 \pm 7,60 ^{*b}	1,18 \pm 0,89 ^{*b,c}	1,28 \pm 0,89 ^a
Rins	45	4,12 \pm 2,75 ^b	2,44 \pm 1,50 ^{*b}	1,57 \pm 0,93 ^a	0,72 \pm 0,32 ^{b,c}	0,91 \pm 0,49 ^a

Tabela 03: Valores das médias \pm desvio padrão dos níveis de atividade de glutatona S-transferase (GST) e glutatona peroxidase (GPx) e das concentrações de glutatona reduzida (GSH), lipoperoxidação (LPO) e carbonilação proteica (PCO), nos órgãos de *Stellifer rastrifer* submetidos a diferentes tempos de arrasto. Os asteriscos indicam diferenças significativas entre os tempos de arrasto para cada órgão. E as letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os órgãos. As atividades da GST e GPx foram expressas em mU/mg de proteína, as concentrações de GSH em μ mols de tióis/mg de proteínas e as concentrações de MDA e LPO em μ mols/mg de proteínas.

Órgão	Tempo	GST	GPx	GSH	LPO	PCO
	15	5,67 \pm 1,84 ^a	2,29 \pm 1,83	0,44 \pm 0,27 ^a	0,75 \pm 0,54 ^a	1,62 \pm 0,93 ^a
	30	5,66 \pm 3,36 ^a	1,84 \pm 1,12	1,28 \pm 1,13 ^a	0,72 \pm 0,51 ^a	1,87 \pm 1,24 ^a
	45	5,84 \pm 1,78 ^a	2,38 \pm 1,25	1,76 \pm 2,49 ^a	0,97 \pm 0,55 ^a	2,70 \pm 2,32 ^a
Encéfalo	15	1,38 \pm 0,52 ^b	0,41 \pm 0,28	0,6 \pm 0,58 ^a	0,31 \pm 0,18 ^b	0,38 \pm 0,32 ^b
	30	1,39 \pm 0,47 ^b	0,60 \pm 0,40	0,83 \pm 1,17 ^a	0,59 \pm 0,72 ^b	0,37 \pm 0,50 ^b
	45	1,02 \pm 0,37 ^b	0,66 \pm 0,48	0,52 \pm 0,38 ^a	0,32 \pm 0,15 ^b	0,32 \pm 0,23 ^b
Músculo	15	0,78 \pm 0,43 ^b	1,67 \pm 1,36	2,63 \pm 1,42 ^a	0,44 \pm 0,29 ^b	1,61 \pm 0,98 ^b
	30	1,22 \pm 1,70 ^b	2,97 \pm 2,21	4,08 \pm 2,19 ^a	0,38 \pm 0,21 ^b	0,85 \pm 0,54 ^b
	45	1,20 \pm 0,89 ^b	2,43 \pm 1,44	3,17 \pm 3,27 ^a	0,38 \pm 0,29 ^b	0,90 \pm 0,43 ^b
Coração	15	8,67 \pm 6,81 ^c	1,56 \pm 0,85	3,76 \pm 2,29 ^a	0,66 \pm 0,37 ^a	0,66 \pm 0,61 ^b
	30	11,38 \pm 8,40 ^c	1,62 \pm 0,97	4,29 \pm 3,20 ^a	0,71 \pm 0,71 ^a	0,71 \pm 0,46 ^b
	45	9,94 \pm 6,88 ^c	1,69 \pm 1,46	2,50 \pm 1,35 ^a	0,76 \pm 0,73 ^a	0,54 \pm 0,27 ^b
Fígado	15	3,15 \pm 1,89 ^b	2,28 \pm 1,33	2,34 \pm 2,26 ^a	0,32 \pm 0,31 ^b	2,39 \pm 2,81 ^a
	30	2,22 \pm 0,83 ^b	2,48 \pm 1,40	10,23 \pm 9,21 ^{*b}	0,36 \pm 0,55 ^b	1,69 \pm 2,13 ^a
	45	3,61 \pm 2,41 ^b	3,37 \pm 0,95	3,63 \pm 7,40 ^a	0,37 \pm 0,39 ^b	1,97 \pm 2,32 ^a
Brânquias	15	10,29 \pm 6,27 ^c	2,81 \pm 1,22	4,68 \pm 3,10 ^a	0,45 \pm 0,44 ^b	2,03 \pm 1,85 ^a
	30	8,26 \pm 4,80 ^c	5,06 \pm 5,60	4,92 \pm 3,46 ^a	0,46 \pm 0,37 ^b	3,03 \pm 1,60 ^a
	45	11,41 \pm 6,93 ^c	4,18 \pm 2,64	4,54 \pm 3,08 ^a	0,42 \pm 0,27 ^b	2,12 \pm 2,25 ^a
Rins	45	11,41 \pm 6,93 ^c	4,18 \pm 2,64	4,54 \pm 3,08 ^a	0,42 \pm 0,27 ^b	2,12 \pm 2,25 ^a

5 DISCUSSÃO

A ictiofauna acompanhante da pesca de arrasto de fundo está exposta a uma série de agentes estressores de ordem física. Estes estressores podem ocasionar desde injúrias físicas, devido à pressão mecânica durante a permanência nas redes, até mesmo alterações fisiológicas, as quais podem interferir na sobrevivência das espécies. Estudos realizados a bordo das embarcações de pesca, têm estimado a mortalidade a curto prazo e se concentrado em poucas espécies de peixes (Van Beek et al., 1990; Neudecker & Damm, 2010). Já outros associam a mortalidade com a duração dos arrastos, tamanho corporal ou sazonalidade (Berghahn, 1992; Kaiser & Spencer, 1995; Cabral, 2002; Gamito & Cabral, 2003; Enever, 2009; Benoît et al., 2010, 2012, 2013; Mandelman et al., 2013; Depestele et al., 2014; Rudders et al., 2015) ou

avaliam o grau das injúrias físicas, entre outros indicadores de vitalidade (Davis, 2010; Benoît et al., 2010, 2012; Depestele et al., 2014), como potenciais preditores da mortalidade tardia.

Neste trabalho, em ambas as espécies, a duração dos arrastos não influenciou a sobrevivência dos espécimes e a maioria morreu no momento da captura, sendo 76,94% para *Paralanchurus brasiliensis* e 69,32% para *Stellifer rastrifer* e a maioria das mortes ocorreu durante as primeiras 36 horas de monitoramento, dados corroborados por Wassenberg & Will (1993), em um modelo experimental semelhante ao nosso.

A probabilidade de sobrevivência no momento de captura em *Paralanchurus brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* foi dependente do tamanho corporal e da duração dos arrastos. Em ambas as espécies o menor tamanho corporal e o aumento da duração dos arrastos (15, 30 e 45 minutos) refletiram em menor probabilidade de sobrevivência. Após a captura, a probabilidade de sobrevivência em *Paralanchurus brasiliensis* variou somente de acordo com a sazonalidade, sendo maior durante o inverno, o que também foi observado para *Stellifer rastrifer*. No entanto, em *Stellifer rastrifer* a probabilidade de sobrevivência após as capturas também foi influenciada pelo tamanho corporal e duração dos arrastos, sendo que menor tamanho corporal e aumento da duração dos arrastos foi relacionado com menor probabilidade de sobrevivência.

Padrão semelhante tem sido observado em outras espécies. Van Beek et al. (1990), em experimentos com linguados, a taxa de sobrevivência foi de 25% em arrastos de 60 minutos e de 10% em arrastos de 120 minutos, e neste último, com o comprometimento da vitalidade e a presença significativa de injúrias físicas. Maiores taxas de mortalidade dos descartes acontecem em arrastos de maior duração e indivíduos de menor tamanho, além de variar de acordo com a espécie (Berghahn et al., 1992; Rudders et al., 2015). Peixes menores podem ser mais sensíveis aos diferentes estressores nas capturas acessórias e apresentar maiores taxas de mortalidade, o que tem sido atribuído a maior fadiga e abrasão aos quais indivíduos menores sofrem nas redes (Davis, 2002).

Com relação à sazonalidade, em *Paralanchurus brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* a probabilidade de sobrevivência foi maior durante o inverno, o que pode estar relacionado às baixas temperaturas da estação. Cabral et al. (2002),

registraram maiores taxas de mortalidade da pesca acessória entre os meses da primavera e verão. Este efeito da temperatura sobre a sobrevivência da pesca acessória de arrasto foi confirmado por Gamito & Cabral (2003), que verificaram em seus experimentos mortalidade nula em temperaturas entre 10 e 20° C, enquanto que acima de 20° C a mortalidade foi elevada, podendo chegar a 96%.

A influência da duração dos arrastos, tamanho corporal e da sazonalidade sobre os escores de CDI diferiu entre as espécies. Em *Paralanchurus brasiliensis* no outono, o tamanho corporal teve efeito significativo sobre o CDI, enquanto que na primavera, tamanho corporal e duração dos arrastos explicaram a variação no CDI. Para ambas as espécies, quando tamanho corporal e duração dos arrastos apresentaram efeito significativo sobre o CDI, o aumento na duração dos arrastos (15, 30 e 45 minutos) e o menor tamanho corporal foram associados a escores de CDI maiores, o que no caso de *Stellifer rastriifer* foi verificado em todas as estações. Estas observações podem resultar da interação de diferentes fatores, como o número de indivíduos amostrados de cada espécie nas diferentes estações, a suscetibilidade da espécie a lesões e ainda a variação na composição e biomassa da captura total (Davis, 2002). A maior duração dos arrastos implicou em um maior volume e biomassa de captura total, o que pode ter contribuído para o aumento do grau das injúrias físicas nos arrastos mais longos. Durante a primavera registramos os maiores valores médios na biomassa de captura total de (85 – 120 kg) seguida pelo verão (60 – 70 kg). *Stellifer rastriifer* foi abundante em todas as estações enquanto *Paralanchurus brasiliensis* foi mais abundante na primavera. Além disso, nossos resultados demonstraram uma associação entre probabilidade de mortalidade e escores de CDI, sendo que, à medida que observamos o aumento dos escores do CDI, a probabilidade de sobrevivência foi reduzida.

Depestele et al. (2014), monitoraram a sobrevivência de diferentes espécies de peixes (*Gadus morhua*, *Merlangius merlangus*, *Trisopterus* sp., *Pleuronectes platessa*, *Solea solea* e espécies da família Rajidae) capturados na pesca acessória de arrasto e por meio de modelagem, estimaram o papel das injúrias físicas (CDI) e de diferentes covariáveis determinantes na sobrevivência. O efeito do CDI sobre a mortalidade variou entre as espécies, demonstrando ser um indicador efetivo para algumas como Rajidae e *Pleuronectes platessa*. Por

outro lado, se considerado isoladamente, pode ser um indicador limitado da sobrevivência como observado em *Gadus morhua*. Além disso, neste estudo os espécimes de menor tamanho também apresentaram uma baixa probabilidade de sobrevivência. Nós utilizamos uma metodologia de análise diferente de Depestele et al. (2014), no entanto, encontramos forte associação entre aumento nos escores de CDI e maior probabilidade de mortalidade em *Paralichthys brasiliensis* e *Stellifer rastrifer*.

A quantificação de injúrias físicas pode ser útil caso exista alguma associação com a sobrevivência da pesca acessória. Indicadores baseados no comprometimento reflexo - RAMP (Davis, 2010), têm sido considerados mais adequados e completos por refletir tanto aspectos comportamentais, assim como o estado fisiológico do organismo. O RAMP também tem sido integrado com a avaliação de injúrias no sentido de fortalecer as previsões de sobrevivência (Campbell et al. 2009; Nguyen et al. 2014). Apesar disso, o uso do RAMP depende da validação de um conjunto de reflexos para cada espécie em questão, metodologicamente complexos, o que acaba limitando o seu uso. Uma abordagem alternativa tem sido o uso de índices semiquantitativos (SQA) de vitalidade, baseados em poucas injúrias visíveis e no vigor dos movimentos do corpo, o que possibilita além de uma rápida avaliação, a amostragem de um maior número de peixes (Benoît et al., 2010; Morfin et al., 2018). Neste sentido, avaliar a extensão e identificar quais categorias de injúrias estão mais associadas a mortalidade pode contribuir para se estabelecer protocolos de avaliação simplificados, baseados em um número reduzido de injúrias, e assim otimizar as estimativas de mortalidade. Sugerimos que injúrias físicas como contusões ou hematomas na cabeça, perda de escamas e contusões ou hematomas no corpo possam ser bons indicadores de mortalidade em peixes.

A relação entre a incidência de injúrias e sazonalidade em *Paralichthys brasiliensis* foi baixa, ao contrário de *Stellifer rastrifer*, na qual a maioria destas foi explicada pela sazonalidade, provavelmente devido ao baixo n amostral (primavera n = 267, verão = 81, outono = 49 e inverno = 41 espécimes). No entanto, é importante notar que a probabilidade de ocorrência das diferentes injúrias variou sazonalmente, o que deve refletir o efeito da composição e biomassa total das capturas nas diferentes estações. Tveit et al. (2019), sugerem

que o tamanho das capturas provavelmente afeta a qualidade dos peixes, porque quanto maior a captura, maiores as forças no interior dos sacos da rede, especialmente durante o processo de retorno, e os peixes têm maior possibilidade de sofrer lesões externas. Portanto, as injúrias na forma de lesões dérmicas, hematomas e esmagamento são mais prováveis em peixes provenientes de arrastos de maior duração ou biomassa de captura total.

Houve variação na probabilidade de ocorrência de injúrias em relação ao tamanho em *Paralanchurus brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* e espécimes de menor tamanho corporal tiveram mais injúrias físicas. Enquanto alguns estudos não estabelecem um padrão de variação na incidência de lesões entre diferentes grupos de tamanho (Sangster et al., 1996; Suuronen et al., 1996a; Suuronen, et al., 2005; Ingolfsson et al., 2002; Pikitch et al., 2002), segundo Weldhuizen et al. (2018), maior tamanho corporal implica em maior incidência de injúrias, mas que isso não é uma regra para todas as espécies, como o observado para *Paralanchurus brasiliensis* e *Stellifer rastrifer*.

As análises do estado de estresse oxidativo em *Paralanchurus brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* submetidos ao arrasto foram realizadas comparando as respostas de marcadores em diferentes órgãos e tempos de arrasto, porém não foram estabelecidos níveis padrões basais dos marcadores estudados devido ao próprio processo de captura potencialmente induzir o estabelecimento de um estado de estresse. Os aumentos de LPO em *Paralanchurus brasiliensis*, após 30 minutos, em relação aos demais tempos de arrasto, em todos os órgãos testados, e de PCO no coração, em 45 minutos de arrasto, são compatíveis com danos celulares por espécies reativas de oxigênio (ROS) (Hermes-Lima, 2004; Heise, 2005; Martínez-Álvarez et al., 2005; Halliwell & Gutteridge, 2007) e, portanto, indicam que o estado de estresse oxidativo foi estabelecido. Um padrão diferenciado, com ausência de dano por ROS, foi identificado em *Stellifer rastrifer* submetido ao arrasto, indicando ausência de estresse oxidativo nas mesmas condições.

A formação de ROS está fortemente relacionada ao metabolismo energético e ao estado de hipóxia em peixes (Cooper et al., 2002), muito comum durante situações de arrastos. A hipóxia, gerada inicialmente pelo aumento de densidade de organismos por volume de água e seguida por um estresse de

exposição ao ar, também atua como agente estressor, intensificando as respostas fisiológicas (Ishibashi et al., 2002; Cooper et al., 2002; Lim & Hur 2018). Fatores que diminuem a velocidade de fluxo de elétrons pela cadeia respiratória aumentam a formação de ROS e situações de hipóxia, com ausência de produção de ATP por falta de oxigênio e alta razão NADH/NAD na matriz mitocondrial, favorecem o estresse oxidativo (NELSON, COX, 2014).

O sistema de defesa antioxidante está presente em todos os organismos vivos (HERMES-LIMA, 2004) e as enzimas do ciclo redox da glutathiona estão envolvidas neste processo. A GPx, tem ação de redução do H₂O₂ e oxidação da GSH gerando H₂O, O₂ e glutathiona oxidada (GSSG) (Wendel, 1981). A GR reduz a GSSG novamente a GSH repondo os níveis de glutathiona com capacidade antioxidante (Sies et al., 1979) e a GST, forma conjugados de uma série de substratos endógenos e exógenos com a GSH (Keen et al., 1976). Além de participar em reações enzimáticas, a GSH é importante molécula da defesa antioxidante ligando-se de forma espontânea a ROS, na proteção de grupos sulfidrila de proteínas ou na transdução de sinal (Lushchak & Bagnyukova, 2006).

As respostas de aumento de atividade da GPx, em *Paralonchurus brasiliensis*, após 45 minutos de arrasto, em relação aos demais tempos, em todos os órgãos analisados, indicam uma rápida indução da enzima como forma de limitar os danos oxidativos gerados e foram suficientes para reduzir as concentrações de lipoperóxidos. Já em *Stellifer rastrifer*, não foi observado variação da atividade da GPx, acompanhando a ausência de danos por ROS. O aumento da atividade da GPx e da GST é dependente dos estoques de GSH celular, o qual é mantido pela síntese de novas moléculas de GSH ou pela ação integrada de enzimas glutathiona dependentes garantindo a manutenção da proporção GSH/GSSG celular (Lushchak & Bagnyukova, 2006). A atividade da GST não variou nos diferentes órgãos e espécies, em relação aos arrastos e a molécula antioxidante GSH apresentou apenas um aumento pontual em rins de *Paralonchurus brasiliensis* e em brânquias de *S. rastrifer*, submetidos a 30 minutos de arrasto. Isto indica que a participação da GR na reposição de GSH, acompanhando o aumento de GPx em *Paralonchurus brasiliensis*, pode ser considerada.

Ao analisarmos a variação de danos e a modulação de respostas antioxidantes em relação aos órgãos, independente dos tempos de arrastos, há indicações de que GPx e GST apresentam papéis importantes na proteção antioxidante de alguns órgãos. Em *Paralanchurus brasiliensis* os maiores níveis de LPO foram encontrados em encéfalo, onde também foram mais altas as atividades de GST e GPx. Em brânquias e coração foram encontrados os maiores níveis de PCO, acompanhados por maiores atividades da GPx. Para *Stellifer rastrifer*, a GPx não acompanhou os maiores valores de danos por ROS nos órgãos, porém GST parece ter maior atuação em órgãos com maiores danos, como em fígado (maiores níveis de LPO) e rins (maiores níveis de PCO), ou de forma intermediária em encéfalo (maiores níveis de LPO e PCO). Porém, esta participação não foi identificada em brânquias, mesmo apresentando altos níveis de PCO, indicando que outras estratégias podem estar presentes para limitar a produção ou dano por ROS em brânquias de *Stellifer rastrifer*. Cabe destacar que a concentração de GSH não variou entre os órgãos. Segundo Lushchak & Bagnyukova, (2006) o aumento de ROS frequentemente gera a LPO, que seguido de aumento nas defesas antioxidantes, principalmente GPx e GST, leva a um retorno rápido de produtos oxidados ao nível inicial. Respostas de defesa antioxidante, com participação da GPx, mas não da superóxido dismutase (SOD), em situações de dano por LPO foram encontradas em encéfalo e brânquias de *C. abramoides* submetidos a 3 horas de hipóxia, porém em fígado somente uma tendência a aumento foi encontrada (Johannsson et al., 2018). Em outro estudo, fígados de *M. obtusidens*, submetidos a 96 horas de hipóxia, apresentaram redução dos níveis de GSH e da atividade da enzima catalase e ausência de variação de SOD. As enzimas GST e GPx não foram analisadas, porém a redução de GSH indica um consumo da molécula ou redução da proporção GSH/GSSG (Copatti et al., 2019), portanto pode ser sugerido participação de GPx e/ou GST nestas respostas.

Os resultados de modulação da atividade de GPx em *Paralanchurus brasiliensis* submetidos ao arrasto e de GPx e GST nos diferentes órgãos independente da duração do arrasto, assim como de GST, nos órgãos de *Stellifer rastrifer*, independente da duração do arrasto, indicam que a atividade das enzimas antioxidantes do ciclo redox da glutathiona tem papel importante na

proteção das células frente aos danos causados por ROS nestas duas espécies. Ainda, a manutenção dos níveis celulares de GSH corrobora com os estudos de Lushchak, Bagnyukova, (2006), que concluem que a glutathione é uma parte importante do sistema antioxidante em peixes, demonstrando uma manutenção estrita do estado redox celular e dos níveis de GSH, mesmo sob condições estressantes prolongadas.

Nossos resultados demonstram comportamentos fisiológicos bastante diferentes frente ao estresse de arrasto entre as duas espécies estudadas. Arrastos de 30 e 45 minutos alteram o estado de homeostase de *Paralichthys brasiliensis* em relação aos animais submetidos a 15 minutos de arrasto, através de danos oxidativos e modulação de resposta antioxidante, porém *Stellifer rastrifer* não apresentou danos ou resposta de defesa antioxidante aparente nestas mesmas condições. Pode-se supor que as duas espécies desenvolvem estratégias diferentes de resposta ao estresse. *Stellifer rastrifer* apresenta ajustes fisiológicos que evitam o estabelecimento de estresse oxidativo e *Paralichthys brasiliensis*, não sendo capaz de evitá-lo, modulou resposta de defesa antioxidante eficiente da GPx, provavelmente integrada à atividade da GR, garantindo a manutenção da proporção GSH/GSSG celular nos órgãos testados e estabelecendo uma resposta efetiva ao estresse estabelecido sob condições de arrasto. Ambas as respostas foram eficientes para impedir danos oxidativos drásticos durante esta fase aguda de estresse induzido pelo arrasto.

6 CONCLUSÕES

Em *Paralichthys brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* a mortalidade foi dependente da incidência de injúrias físicas, tamanho corporal, CDI e duração dos arrastos. Recomendamos o uso do CDI nas estimativas de mortalidade tardia e sua simplificação metodológica. O índice poderia ser aplicado somente aos três tipos de injúrias de maior ocorrência, otimizando a avaliação de injúrias nas estimativas e previsões de mortalidade. Tendo em vista a alta probabilidade de mortalidade observada nas duas espécies, principalmente nos indivíduos menores, sugerimos arrastos mais curtos e o uso de uma malha maior na rede no saco da rede, favorecendo a fuga de indivíduos menores para assim mitigar a mortalidade dos peixes.

A alta mortalidade de *Paralanchurus brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* parece estar associada às injúrias físicas e não as alterações fisiológicas, dados os perfis dos marcadores de estresse oxidativo observados. Ambas as espécies são eficientes na neutralização de danos oxidativos, no entanto, arrastos de 30 e 45 minutos alteram o estado de homeostase em *Paralanchurus brasiliensis*. As espécies possuem comportamentos e estratégias fisiológicas distintas em relação aos arrastos, porém os padrões de incidência de injúrias e mortalidade são bastante similares, os quais são agravados na medida em que aumenta a duração dos arrastos.

REFERÊNCIAS

- Alcantara, A.V. 1989. Ecologia da ictiofauna do estuário do Rio Sergipe - Estado do Sergipe, Brasil. Tese de doutorado - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. 288 p.
- Alverson, D. L.; Freeberg, M. H.; Murawski, S. A.; Pope, J. G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards, FAO Fisheries Technical Paper, Nº 339, Rome: 233 p.
- Andriguetto-Filho, J. M.; Chaves, P. T.; Santos, C.; Liberati, S. A. 2006. Diagnóstico da Pesca no estado do Paraná. Pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: Recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. Editora Universitária UFPA, Belém do Pará, 188 p.
- Benoît, H. P.; Hurlbut, T.; Chassé, J. 2010. Assessing the factors influencing discard mortality of demersal fishes using semi-quantitative indicator of survival potential. *Fisheries Research*, 106 (3): 436 – 447.
- Benoît, H. P.; Hurlbut, T.; Chassé, J.; Jonsen, I. D. 2012. Estimating fishery-scale rates of discard mortality using conditional reasoning. *Fisheries Research*, 125 (126): 318 – 330.
- Benoît, H. P.; Plante, S.; Kroiz, M.; Hurlbut, T. 2013. A comparative analysis of marine fish species susceptibilities to discard mortality: effects of environmental factors, individual traits, and phylogeny. *ICES Journal of Marine Science* 70 (1): 99 – 113.
- Berghahn, R.; Waltemath, M.; Rijnsdorp, A. D. 1992. Mortality of fish from the by-catch of shrimp vessels in the North Sea. *Journal of Applied Ichthyology*, 8 (1 – 4): 293 – 306.
- Bernardes Júnior, J. J.; Rodrigues Filho, J. L.; Branco, J. O.; Verani, J. R. 2011. Spatio temporal variations of the ichthyofaunal structure accompanying the seabob shrimp, *Xiphopenaeus kroyeri* (Crustacea: Penaeidae), fishery in important fishery areas of the Santa Catarina shore, Brazil. *Zoologia (Curitiba, Impreso)*, 28 (2): 151 – 164.

- Bradford, M. M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry* 72: 248 – 254.
- Branco, J. O. 2005. Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (4): 1050 – 1062.
- Branco, J. O.; Verani, J. R. 2006a. Análise quali-quantitativa da ictiofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (2): 381 – 391.
- Branco, J. O.; Verani, J. R. 2006b. Pesca do camarão sete-barbas e sua fauna acompanhante, na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. In *Bases ecológicas para um desenvolvimento sustentável: estudos de caso em Penha, SC*. Editora da UNIVALI, Itajaí; 153 – 170.
- Cabral, H. N.; Teixeira, C. M.; Gamito, R.; Costa, M. J. 2002. Importance of discards of a beam trawl fishery as input of organic matter into nursery areas within the Tagus estuary. *Hidrobiologia*: 449 – 455.
- Campbell, M. D.; Patino, R.; Tolan, J.; Strauss, R.; Diamond, S. L. 2010. Sublethal effects of catch-and-release fishing: Measuring capture stress, fish impairment, and predation risk using a condition index. *ICES Journal of Marine Science*, 67 (3): 513 – 521.
- Catchpole, T. L. 2009. Effective discard reduction in European fisheries. Options for fishers and fisheries managers. *Effective discard reduction in UK fisheries*, WWF UK, 52 p.
- Cattani A. P.; Bernardo C.; Medeiros R. P.; Santos L. O.; Spach H. L. 2012. Avaliação da ictiofauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas do município de Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca, Sao Paulo*, 30 (4): 247 – 260.
- Chaves, P. T., Gomes, I. D. 2006. Ictiofauna integrante da pesca de arrasto camaroeiro no litoral sul do Estado do Paraná, Brasil. *Bioikos*, 20: (1), 9 –13.
- Coelho, J. A. P.; Graça Lopes, R.; Rodrigues, E. S; Puzzi, A. 1985. Relação peso-comprimento e tamanho de início de primeira maturação gonadal para o Scieanidae *Stellifer rastrifer* (Jordan, 1889) no litoral do Estado de São Paulo. *Boletim do Instituto de Pesca*, 12 (2); 99 – 107.

- Colotelo, A. H.; Raby, G. D.; Hasler, C. T.; Haxton, T. J.; Smokorowski, K. E.; BlouinDemers, G.; Cooke, S. J. 2013. Northern pike bycatch in an inland commercial hoop net fishery: effects of water temperature and net tending frequency on injury, physiology, and survival. *Fisheries Research*, 137 (2013); 41- 49
- Copatti, C. E.; Bolner, K. C.S., Londero, É. P., Rosso, F. L.; Pavanato, M. A.; baldisserotto, B. 2019. Low dissolved oxygen levels increase stress in piava (*Megaleporinus obtusidens*): iono-regulatory, metabolic and oxidative responses *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 91 (3): 1 – 9.
- Cooke, S. J.; Suski, C. D. 2004. Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch-and-release fisheries? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14 (3): 299 – 326.
- Cooper R. U.; Clough, L. M.; Farwell, M. A.; West, T. L. 2002. Hypoxia-induced metabolic and antioxidant enzymatic activities in the estuarine fish *Leiostomus xanthurus* *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 279: 1 – 20.
- Davis, M. W. 2002. Key principles for understanding fish bycatch discard mortality. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1834 – 1848.
- Davis, M. W. 2010. Fish stress and mortality can be predicted using reflex impairment. *Fish and Fisheries*, 11 (1): 1 – 11.
- Davies, R. W. D.; Cripps, S. J.; Nickson, A.; Porter, G. 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, 33 (4): 661 – 672.
- Depestele, J.; Desender, M.; Benoît, H. P.; Polet, H.; Vincx, M. 2014. Short-term survival of discarded target fish and non-target invertebrate species in the “eurocutter” beam trawl fishery of the southern North Sea. *Fisheries Research*, 154: 82 – 92.
- D'incao, F., Valentini, H.; Rodrigues, L. F. 2002. Avaliação da Pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul Do Brasil. 1965 -1999, *Atlântica*, Rio Grande, 24 (2): 103 - 116.
- Dunn, P. K., Smyth, G., K. 2018. *Generalized Linear Models with Examples in R*. Springer Nature Switzerland: 241 p.
- Enever, R., Catchpole, T. L., Ellis, J. R., & Grant, A. 2009. The survival of skates (Rajidae) caught by demersal trawlers fishing in UK waters. *Fisheries Research*, 97(1 – 2): 72 – 76.

- Esaiassen, M.; Akse, L.; Joensen, S.U. 2013. Development of a catch-damage-index to assess the quality of cod at landing. *Food Control* 29: 231 – 235.
- FAO 2011. *International Guidelines on Bycatch Management and Reduction of Discards*. Rome, 73 p.
- Franck, K. M.; Filho, J. V. D. 2019. Pesca de camarões na região sul do Brasil. *R. Gest. Sust. Ambient.*, Florianópolis, 8 (3): 499 - 520.
- Haluch, C. F.; Freitas, M. O.; Abilhoa, V.; Corrêa, M. F. M.; Hostim-Silva, M. 2011. Estrutura populacional e biologia reprodutiva de *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758) (Teleostei, Sciaenidae) na baía de Ubatuba-Enseada, Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, 24 (1): 47– 59.
- Gamito, R.; Cabral, H. 2003. Mortality of brown-shrimp discards from the beam trawl fishery in the Tagus estuary, Portugal. *Fisheries Research*, 63 (3); 423 – 427.
- Graça-Lopes, R.; Tomás, A. R. G.; Tutui, S. L. S.; Severino Rodrigues, E.; Puzzi, A. 2002. Fauna acompanhante da pesca camaroeira no litoral do estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 28 (2): 173 -188.
- Hadley, W.; Romain F.; Lionel, H.; Kirill, M. (2019). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 0.8.3. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>
- Haimovici, M.; Mendonça, J. T. 1996. Análise da pesca de arrasto de tangones de peixes e camarões no sul do Brasil, período 1989-1994. *Atlântica*, 18:143 - 160.
- Halliwell, B.; Gutteridge, J. M. C. 2007. *Free radicals in biology and medicine*. 3. ed. Oxford: Clarendon Press. 896 p.
- Hermes-Lima, M. 2004. Oxygen in biology and biochemistry: role of free radicals. In: Storey, K.B. (Ed.), *Free Radicals and Oxidizing Agents in Biology*. Chapter 12. 1. Wiley, Canada: 319 – 368.
- Ishibashi, Y.; Ekawa, H.; Hirata H.; Kumai H. 2002. Stress response and energy metabolism in various tissues of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* exposed to hypoxic conditions *Fisheries Science*, 68:1374 – 1383.
- Ingolfsson, O.; Soldal, A. V.; Huse, I. 2002. Mortality and injuries of haddock, cod and saithe escaping through codend meshes and sorting grids. *ICES CM* 32: 1 – 22.

- Kaiser, M. J.; Spencer, B. E. 1995. Survival of by-catch from a beam trawl. 126: 31 – 38.
- Johannsson, O. E.; Giacomini, M.; Sadauskas-Henrique, H.; Campos, D. F.; Braz-Mota, S.; Heinrichs-Caldas, W. D.; Baptista, R.; Wood, C. M. Almeida-Val, V. M. F.; Val, A. L. 2018. Does hypoxia or different rates of re-oxygenation after hypoxia induce an oxidative stress response in *Cyphocharax abramoides* (Kner 1858), a Characid fish of the Rio Negro? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*. 224: 53- 67.
- Kabacoff, R. I. 2011. *Data analysis and graphics with R*. Manning Publications. 513 p.
- Keen, J. H.; Habig, W. H.; Jakoby, W. B. 1976. Mechanism for the several activities of the glutathione S-transferases. *J. Biol. Chem.* 251: 6183 – 6188.
- Larocque, S. M.; Cooke, S. J.; Blouin-Demers, G. 2012. Mitigating bycatch of freshwater turtles in passively fished fyke nets through the use of exclusion and escape modifications. *Fisheries Research*, 125 (126): 149 – 155.
- Levine, R. L.; Williams, J. A.; Stadtman E. P.; Shacter. E. 1994. Carbonyl assays for determination of oxidatively modified proteins. *Methods Enzymol* 233: 346 – 357.
- Lim, H. K.; Hur, J. W. 2018. Effects of Acute and Chronic Air Exposure on Growth and Stress Response of Juvenile Olive Flounder, *Paralichthys olivaceus*. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 18: 143 -151.
- Lushchak, V. I.; Bagnyukova, T. V. 2006. Effects of different environmental oxygen levels on free radical processes in fish *Comparative Biochemistry and Physiology, Part B* 144: 283 – 289.
- Mandelman, J. W.; Cicia, A. M.; Ingram, G. W.; Driggers, W. B., Coutre, K. M.; Sulikowski, J. A. 2013. Short-term post-release mortality of skates (family Rajidae) discarded in a western North Atlantic commercial otter trawl fishery. *Fisheries Research*, 139: 76 – 84.
- Menezes, N., A.; Figueiredo, J. L. *Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil*. Museu de Zoologia – USP. São Paulo, 1980.
- Morfin, M.; Kopp, D.; Benoît, H. P.; Méhault, S. 2019. Comparative assessment of two proxies of fish discard survival. *Ecological Indicators*, 98 (2018): 310 – 316.

- Nelson, D. L.; Cox, M. M. Princípios de Bioquímica de Lehninger. 6ª Edição. Porto Alegre, Artmed, 2014.
- Neudecker, T.; Damm, U. 2010. The by-catch situation in German brown shrimp (*Crangon crangon* L.) fisheries with particular reference to plaice (*Pleuronectes platessa* L.). *Journal of Applied Ichthyology*, 26: 67 – 74.
- Nguyen, V. M.; Martins, E. G.; Robichaud, D.; Raby, G. D.; Donaldson, M. R.; Lotto, A. G.; Willmore, W. G.; Patterson, D. A.; Farrell, A. P.; Hinch, S. G.; Cooke, S. J. 2014. Disentangling the roles of air exposure, gill net injury, and facilitated recovery on the postcapture and release mortality and behavior of adult migratory sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in freshwater. *Physiological and Biochemical Zoology*, 87 (1): 125 –135.
- Peres-Rios, E. 2001. Papel do estuário no ciclo de vida das espécies dominantes da ictiofauna do complexo-lagunar de Cananéia-Iguape. Unpublished Ph.D. Thesis, Universidade de São Paulo, São Paulo, 128p.
- Pérez Roda, M. A.; Gilman, E.; Huntington, T.; Kennelly, S. J.; Suuronen, P.; Chaloupka, M.; Medley, P. 2019. A third assessment of global marine fisheries discards. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 633*. Rome, 78 p.
- Pikitch, E.; Erikson, D.; Suuronen, P.; Lehtonen, E.; Rose, C.; Bublitz, C. 2002. Mortality of walleye pollock escaping from the codend and intermediate (extension) section of a pelagic trawl. *ICES CM*,15: 1 – 30.
- Rudders, D. B.; Sulikowski, J. A.; Knotek, R. J.; Mandleman, J. A.; Benoît, H. P. 2015. Evaluating the Condition and Discard Mortality of Skates Following Capture and Handling in the Sea Scallop Dredge Fishery. *National Marine Fisheries Service Northeast Fisheries Science Center Cooperative Research Program 166 Water Street Woods Hole, Massachusetts*: 1 – 40.
- R Core Team, 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Russell Length, 2019. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares. R packge version 1.41. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>
- Sabinson, L. M. 2014. Estrutura da ictiofauna e ecologia trófica de Sciaenidae acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, no litoral de Santa

- Catarina, Brasil. Tese de doutorado (Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais) Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, 154 p.
- Sangster, G. I.; Lehmann, K. M.; Breen, M.; 1996. Commercial fishing experiments to assess the survival of haddock and whiting after escape from four sizes of diamond mesh codends. *Fish. Res.* 25: 323 – 346
- Sedlak, J.; Lindsay, R. H. 1968. Estimation of total, protein-bound, and nonprotein sulfhydryl groups in tissue with Ellman's reagent. *Analytical Biochemistry* 25: 192 – 205.
- Sedrez, C, M.; Branco, J. O.; Freitas-Júnior, F.; Monteiro H. S.; Barbieri, E. 2013. Ictiofauna acompanhante na pesca artesanal do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no litoral sul do Brasil Ictiofauna acompanhante na pesca artesanal do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no litoral sul do Brasil. 13 (1): 165 – 175.
- Schielzeth, H. 2010. Simple means to improve the interpretability of regression coefficients. *Methods in Ecology and Evolution*, 1: 103 – 113.
- Sies, H.; Koch, O. R.; Martino, E; Boveris, A. 1979. Increased biliary glutathione disulfide release in chronically ethanol treated rats. *FEBS Let.*, 103: 287 - 290.
- Souza, U.P.; Costa, R. C.; Martins, I. A.; Fransozo, A. 2008. Associações entre as biomassas de peixes Sciaenidae (Teleostei: Perciformes) e de camarões Penaeoidea (Decapoda: Dendrobranchiata) no litoral norte do Estado de São Paulo Associações entre as biomassas de peixes Sciaenidae (Teleostei: Perciformes). *Biotropica*, 8 (1): 83 – 92.
- Schwarz Jr, R.; Franco, A.C.N.P.; Spach, H. L.; Santos, C.; Pichler, H. A.; Queiroz, G. M. L.; Nogueira, R. 2007. Variação da estrutura espacial da ictiofauna demersal capturada com rede de arrasto de porta na baía dos Pinheiros, PR. *Boletim do Instituto de Pesca*, 33 (2): 157 – 169.
- Suuronen, P.; Lehtonen, E.; Tschernij, V.; Larsson, P. O. 1996. Skin injury and mortality of Baltic cod escaping from trawl codends equipped with exit windows. *Arch. Fish. Mar. Res.* 44 (3): 165 – 178.
- Suuronen, P.; Lehtonen, E.; Jounela, P. 2005. Escape mortality of trawl caught Baltic cod (*Gadus morhua*) - The effect of water temperature, fish size and codend catch. *Fisheries Research*, 71 (2): 151–163.

- Tveit, G. M.; Sistiaga, M.; Herrmann, B.; Brinkhof, J. 2019. External damage to trawl-caught northeast arctic cod (*Gadus morhua*): effect of codend design. *Fisheries Research*: 136 – 147.
- Uchiyama, M.; Mihara, M. 1978. Determination of malonaldehyde precursor in tissues by thiobarbituric acid test. *Anal. Biochem.* 86: 271–278.
- Van Beek, F. A.; Van Leeuwen, P.I.; Rijnsdorp, A. D. 1990. On the survival of plaice and sole discards in the otter-trawl and beam-trawl fisheries in the North Sea. *Neth. J. Sea Res.* 26: 151 – 160.
- Vazzoler, G. 1975. Distribuição da fauna de peixes demersais e ecologia dos Sciaenidae da plataforma continental Brasileira, entre as latitudes 29°21'S (Tôrres) e 33°41'S (Chuí). *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento/ Embrapa Agropecuaria Oeste*, 24: 85 –169.
- Veldhuizen, L. J. L., Berentsen, P. B. M., de Boer, I. J. M., van de Vis, J. W., & Bokkers, E. A. M. 2018. Fish welfare in capture fisheries: A review of injuries and mortality. *Fisheries Research*, 204: 41 – 48.
- Wassenberg, T. J.; Hill, B. J. 1993. Selection of the appropriate duration of experiments to measure the survival of animals discarded from trawlers. *Fisheries Research*, 17 (34): 343 – 352.
- Wendel, A. 1981. Glutathione peroxidase. *Methods in Enzymology* 77: 325 – 333.
- Wickham H. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York, 2016.
- Wilson, S. M.; Raby, G. D.; Burnett, N. J.; Hinch, S. G.; Cooke, S. J. 2014. Looking beyond the mortality of bycatch: sublethal effects of incidental capture on marine animals. *Biological Conservation*, 171: 61 – 72.
- Zahorcsak, P.; Silvano, R. A.; Sazima, I. 2000. Feeding biology of a guild of benthivorous fishes in a sandy shore on south-eastern Brazilian coast. *Revista Brasileira de Biologia*, 60 (3): 511 – 518.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A pesca por arrasto de fundo visando a captura de camarão, *Litopenaeus schmitti* e *Xiphopenaeus kroyeri*, apresenta baixa seletividade e produz uma diversidade e abundância de captura incidental de peixes. Os espécimes geralmente são devolvidos ao mar, no entanto, devido ao estresse de captura podem ser afetados adversamente em diferentes aspectos, entre eles, os fisiológicos e as injúrias físicas, os quais são determinantes na sobrevivência.

Foram capturados 11.559 indivíduos distribuídos em 48 espécies de peixes e 22 famílias. As famílias mais representativas em termos de espécies e abundância foram Sciaenidae, Carangidae e Engraulidae. As espécies mais comuns foram *Stellifer rastrifer* (Sciaenidae) e *Pellona harroweri* (Pristigasteridae), as quais contribuíram com 3.730 e 2.404 indivíduos respectivamente.

As altas taxas de mortalidade observadas entre as espécies de peixes mais comuns nas capturas incidentais, nos revela uma amostra do real impacto deste tipo de pescaria. As espécies demersais ou bentônicas e menor grau as bentopelágicas, como *Stellifer rastrifer*, *Paralanchurus brasiliensis* e *Trichiurus lepturus* em termos de dieta e habitat, são as mais suscetíveis e, portanto, as mais abundantes. Somado a isso, verifica-se que entre estas espécies o comprimento médio dos indivíduos capturados, foi inferior, ao comprimento de primeira maturação sexual, o que indica que esta captura incidental não é sustentável.

O *Catch Damage Index* (CDI) é uma métrica, que poderia ser utilizada para cálculo da suscetibilidade, substituindo as avaliações de sobrevivência, otimizando o cálculo do índice e facilitando o monitoramento da sustentabilidade da captura incidental de peixes nesta pescaria. O CDI foi correlacionado com sobrevivência entre as espécies analisadas. Entre as espécies *Paralanchurus brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* o tamanho corporal (comprimento total), foi associado a mortalidade e ao CDI, demonstrando que espécimes menores apresentam maiores escores de CDI e probabilidade de mortalidade. Entre estas espécies, maior duração dos arrastos resulta em menor probabilidade de sobrevivência, sendo que esta é ainda, maior na estação fria.

Em *Paralanchurus brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* perfis de marcadores de estresse oxidativo demonstraram que ambas as espécies respondem de forma eficiente quanto a neutralização de danos oxidativos. No entanto, *Paralanchurus brasiliensis* altera seu estado de homeostase em arrastos de 30 e 45 minutos. A alta incidência de mortalidade entre as espécies e o padrão similar de injúrias físicas, indica que este atributo é crucial na determinação da mortalidade das espécies.

Nossos resultados apontam para necessidade de se estabelecer um programa de monitoramento da captura incidental de peixes e assim estabelecer medidas de manejo adequadas visando a sustentabilidade das populações afetadas. Os atributos de sustentabilidade aqui utilizados são ferramentas úteis para tal objetivo, mediante a substituição do atributo sobrevivência para cálculo do índice de suscetibilidade pelo CDI.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Anexo 1

Dados abióticos registrados por meio de um dispositivo Castway®- CTD nos arrastos experimentais, nas diferentes estações do ano: profundidade (metros), temperatura na superfície - fundo (graus Célsius) e salinidade na superfície – fundo (ppt).

Estação	Coleta	Mês/Ano	Arrasto	Duração dos arrastos (minutos)	Profundidade (m)	Temperatura (°C)	Salinidade (ppt)
Verão	1	02/2018	1	15	9,2	27,1 - 27,1	31,8 - 32,6
			2	30	9,8	26,9 - 27,0	31,9 - 32,9
			3	45	9,3	27,3 - 27,2	31,9 - 32,6
	2	02/2018	4	15	9,4	27,3 - 26,9	32,0 - 33,4
			5	30	10,2	27,2 - 26,9	31,9 - 33,5
			6	45	8,8	27,5 - 27,0	32,0 - 33,2
	3	02/2018	7	15	10,8	27,1 - 26,8	31,9 - 33,5
			8	30	7,7	28,3 - 28,0	27,0 - 27,3
			9	45	9,8	26,9 - 27,0	31,9 - 32,9
Outono	4	04/2018	10	15	7,4	27,3 - 26,8	33,4 - 33,2
			11	30	8,0	27,9 - 26,8	33,2 - 33,8
			12	45	7,9	28,0 - 26,8	33,2 - 33,7
	5	04/2018	13	15	6,3	26,7 - 26,5	33,3 - 33,8
			14	30	7,4	26,9 - 26,4	33,3 - 33,9
			15	45	9,1	26,9 - 26,4	33,2 - 34,0
	6	04/2018	16	15	8,2	27,2 - 26,4	33,2 - 34,0
			17	30	7,6	26,9 - 26,6	33,1 - 33,9
			18	45	7,8	27,0 - 26,5	33,1 - 34,0
Inverno	7	07/2018	19	15	11,7	19,4 - 19,0	32,1 - 32,4
			20	30	9,1	19,5 - 19,1	32,0 - 32,2
			21	45	8,7	20,1 - 18,9	32,1 - 32,2
	8	07/2018	21	15	10,7	19,1 - 19,2	32,1 - 32,4
			23	30	9,8	19,3 - 19,0	32,0 - 32,1
			24	45	8,5	20,2 - 19,1	32,1 - 32,2
	9	07/2018	25	15	10,1	20,1 - 18,8	32,0 - 32,3
			26	30	9,6	19,9 - 18,8	32,0 - 32,3
			27	45	9,0	19,9 - 18,7	32,0 - 32,3
Primavera	10	11/2018	28	15	7,9	22,5 - 22,4	31,0 - 32,3
			29	30	10,9	24,7 - 22,7	30,4 - 31,7
			30	45	8,9	22,1 - 22,3	31,1 - 32,0
	11	11/2018	31	15	10,4	22,7 - 22,3	30,7 - 32,4
			32	30	8,6	22,6 - 22,6	31,3 - 31,4
			33	45	10,3	22,5 - 22,2	30,6 - 32,5
	12	11/2018	34	15	8,9	22,6 - 22,3	30,8 - 32,5
			35	30	9,4	22,8 - 22,3	31,2 - 32,4
			36	45	10,8	22,9 - 22,0	31,3 - 32,8

	p	< 0,001	1,00E-04	0,0022	0,238	0,9887	0,0258	0,429	Inverno, TA15
<i>Oligopites saurus</i>	coeficiente	-25,05	-	0,58 ± 0,21	0,98 ± 0,2	24,5 ± 37624,58	24,91 ± 37624,58	-	Binomial negativo
	p	0,9995	-	0,007	< 0,001	0,9995	0,9995	-	
<i>Paralorchurus brasiliensis</i>	coeficiente	7,21	-0,38 ± 0,04	0,3 ± 0,31	0,78 ± 0,3	0,66 ± 0,44	-0,12 ± 0,48	4,08 ± 0,41	Inverno, TA15
	p	< 0,001	< 0,001	0,3215	0,0087	0,1353	0,8078	< 0,001	Gaussiano
<i>Pellona harroweri</i>	coeficiente	18,86	-1,25 ± 0,03	0,4 ± 0,13	1,59 ± 0,13	2,22 ± 0,13	0,67 ± 0,12	1,92 ± 0,15	Inverno, TA15
	p	< 0,001	< 0,001	0,0027	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	Gaussiano
<i>Peprilus paru</i>	coeficiente	0,6	-0,11 ± 0,03	0,53 ± 0,25	0,73 ± 0,23	0,92 ± 0,39	-	0,85 ± 0,22	Inverno, TA15
	p	0,0621	2,00E-04	0,033	0,0014	0,0172	-	1,00E-04	Poisson
<i>Pomadasya corvinaeformis</i>	coeficiente	0,41	-21,71 ± 7725,99	-	-1,37 ± 1,35	-	-	-	Binomial negativo
	p	0,7362	--	0,9978	0,3077	-	-	-	
<i>Selene setapinnis</i>	coeficiente	0,33	-	0,29 ± 0,14	0,44 ± 0,14	0,29 ± 0,14	-	0,81 ± 0,43	Inverno, TA15
	p	0,0064	-	0,0334	0,0018	0,0351	-	0,0643	Gaussiano
<i>Sphyaena guachancho</i>	coeficiente	1,75	-0,05 ± 0,03	-0,48 ± 0,21	-0,08 ± 0,2	-0,11 ± 1,07	0,76 ± 0,25	-	Inverno, TA15
	p	0,0058	0,0902	0,0215	0,6958	0,9158	0,0026	-	Poisson
<i>Stellifer brasiliensis</i>	coeficiente	11,02	-0,84 ± 0,03	1,52 ± 0,19	1,7 ± 0,18	1,44 ± 0,2	0,98 ± 0,21	3,39 ± 0,26	Inverno, TA15
	p	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	Gaussiano
<i>Stellifer rastrifer</i>	coeficiente	2,39	-0,21 ± 0,01	0,21 ± 0,03	0,46 ± 0,03	0,47 ± 0,04	0,3 ± 0,04	1,02 ± 0,04	Inverno, TA15
	p	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	Poisson
<i>Stellifer stellifer</i>	coeficiente	9,71	-1,03 ± 0,12	3,07 ± 0,56	1,33 ± 0,56	2,94 ± 0,58	-	4,34 ± 0,64	Inverno, TA15
	p	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,0202	< 0,001	-	< 0,001	Gaussiano
<i>Trichiurus lepturus</i>	coeficiente	13,34	-0,14 ± 0,07	6,62 ± 0,93	5,18 ± 0,92	-2,15 ± 1,27	-6,97 ± 3,25	-0,85 ± 1,48	Inverno, TA15
	p	< 0,001	0,0403	< 0,001	< 0,001	0,0974	0,0364	0,5687	Gaussiano

Anexo 3

Referências consultadas na determinação dos atributos categorizados para cálculo dos índices de suscetibilidade e resiliência das espécies.

Espécies	Referências
<i>Stellifer rastrifer</i>	Giannini & Paiva Filho (1990); Menezes & Figueiredo (2000); Chaves & Vendel (1998); Pombo (2010).
<i>Pellona harroweri</i>	Menezes & Figueiredo (1978); Höfling et al. (2000); Muto et al. (2008).
<i>Stellifer brasiliensis</i>	Menezes & Figueiredo (2000); Pombo (2010); Almeida (2018); Silva Junior et al. (2015).
<i>Cynoscion</i> sp.	Vazzoler & Braga (1983); Santos (1997); Carneiro (2007); Santos (2007); Silva (2015).
<i>Anchoa filifera</i>	Menezes & Figueiredo (1978); Zastrow et al. (1991).
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	Menezes & Figueiredo (2000); Robert et al. (2007).
<i>Oligoplites saurus</i>	Santos et al. (2009); Murad (2010); Duque & Santos-Martinez (1996).
<i>Cathorops spixii</i>	Bessa et al. (2004); Fávares et al. (2005).
<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	Sazima et al. (2004); Corrêa et al. (2005); Muto et al. (2008).
<i>Conodon nobilis</i>	Silva et al. (2019); Pombo et al. (2014).
<i>Larimus breviceps</i>	Bessa et al. (2014); Silva Júnior et al. (2015).
<i>Menticirrhus americanus</i>	Menezes & Figueiredo (2000); Turra et al. (2012).
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Silva et al. (2002); Costa et al. (2005); Cunha et al. (2017); Queiroz et al. (2018).
<i>Cetengraulis edentulus</i>	Souza-Conceição et al. (2005); Franco et al. (2014).
<i>Selene setapinnis</i>	Cergole et al. (2005); Gorni & Loibel (2013); Passarone et al. (2019);
<i>Etropus crossotus</i>	Oliveira & Fávares (2011); Garbini et al. (2014).
<i>Peprilus paru</i>	Menezes & Figueiredo (1978); Cerqueira & Haimovici (1990).
<i>Lycengraulis grossidens</i>	Mai & Vieira (2013); Branco et al. (2009).
<i>Trichiurus lepturus</i>	Bittar et al. (2008); Riede (2004); Bittar et al. (2012).
<i>Harengula clupeola</i>	Menezes & Figueiredo (1978); Lemos (2013).
<i>Stellifer stellifer</i>	Menezes & Figueiredo (2000); Almeida & Branco (2002).

REFERÊNCIAS GERAL

- Acero, P. A.; Duque, G.; Santos-martínez, A. 1996. Allometric growth of *Oligoplites palometa* (Perciformes: Carangidae) in Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, Santa Marta, Colombia.44 (2): 927 – 928.
- Alcantara, A.V. 1989. Ecologia da ictiofauna do estuário do Rio Sergipe - Estado do Sergipe, Brasil. Tese de doutorado - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. 288 p.
- Almeida, L. L. Uso de habitat e recursos alimentares por *Stellifer brasiliensis* (Schultz, 1945) (Perciformes, Sciaenidae) na Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra – ES. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal) da Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2018. 49 p.
- Almeida, L. R.; Branco, J. O. 2002. Aspectos biológicos de *Stellifer stellifer* (Bloch) na pesca artesanal do camarão sete-barbas, Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19 (2): 601–610.
- Andriguetto-Filho, J. M.; Chaves, P. T.; Santos, C.; Liberati, S. A. 2006. Diagnóstico da Pesca no estado do Paraná. Pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: Recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. Editora Universitária UFPA, Belém do Pará, 188 p.
- Alverson, D. L.; Freeberg, M. H.; Murawski, S.A.; Pope, J.G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards, FAO Fisheries Technical Paper, Nº 339, Rome: 233 p
- Berghahn, R., Waltemath, M., & Rijnsdorp, A. D. 1992. Mortality of fish from the by-catch of shrimp vessels in the North Sea. *Journal of Applied Ichthyology*, 8 (1 – 4): 293 – 306.
- Bernardes Júnior, J. J.; Rodrigues Filho, J. L.; Branco, J.O.; Verani, J. R.; 2011. Spatio temporal variations of the ichthyofaunal structure accompanying the seabob shrimp, *Xiphopenaeus kroyeri* (Crustacea: Penaeidae), fishery in important fishery areas of the Santa Catarina shore, Brazil. *Zoologia* (Curitiba, Impresso), 28 (2): 151– 164.

- Benoît, H. P.; Hurlbut, T.; Chassé, J. 2010. Assessing the factors influencing discard mortality of demersal fishes using semi-quantitative indicator of survival potential. *Fisheries Research*, 106 (3): 436 – 447.
- Benoît, H. P.; Hurlbut, T.; Chassé, J.; Jonsen, I. D. 2012. Estimating fishery-scale rates of discard mortality using conditional reasoning. *Fisheries Research*, 125 (126): 318 – 330.
- Benoît, H. P.; Plante, S.; Kroiz, M.; Hurlbut, T. 2013. A comparative analysis of marine fish species susceptibilities to discard mortality: effects of environmental factors, individual traits, and phylogeny. *ICES Journal of Marine Science* 70 (1): 99 – 113.
- Bessa, E.; Fernandez, W. S.; Cristina, A.; Arcuri, D.; Turra, A.; Aeroporto, J. 2004. Life history of three catfish species (Siluriformes: Ariidae) from southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 12 (4): 75 – 223.
- Bessa, E.; Santos, F. B.; Pombo, M.; Denadai, M.; Fonseca, M.; Turra, A. 2014. Population ecology, life history and diet of the shorthead drum *Larimus breviceps* in a tropical bight in southeastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94 (3): 615 – 622.
- Bittar, V. T.; Awabdi, D. R.; Tonini, W. C. T.; Vidal, M. V.; Di Benedetto, A. P. M. 2012. Feeding preference of adult females of ribbonfish *Trichiurus lepturus* through prey proximate-composition and caloric values. *Neotropical Ichthyology*, 10 (1): 197 – 203.
- Bittar, V. T.; Castelo, B.; F. L.; Benedetto, A. P. M. 2008. Hábito alimentar do peixe-espada adulto, *Trichiurus lepturus*, na costa norte do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. *Biotemas, Campos dos Goytacazes – RJ, Brasil*, 21 (2): 83 – 90.
- Bradford, M. M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry* 72: 248 – 254.
- Branco, J. O. 2005. Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (4): 1050 – 1062.
- Branco, J. O.; Verani, J. R., 2006a. Análise quali-quantitativa da ictiofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (2): 381 – 391.

- Branco, J. O.; Verani, J. R., 2006b. Pesca do camarão sete-barbas e sua fauna acompanhante, na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. In Bases ecológicas para um desenvolvimento sustentável: estudos de caso em Penha, SC. Editora da UNIVALI, Itajaí, 153 – 170.
- Branco, J. O.; Freitas Júnior, F.; Verani, J. R.; Hostim-Silva, M. 2009. Ictiofauna do Saco da Fazenda, Itajaí, SC., 207-226p. In: Joaquim Olinto Branco; Maria José Lunardon-Branco & Valéria Regina Bellotto (Org.). Estuário do Rio Itajaí-Açú, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas. Editora UNIVALI, Itajaí, SC., 312 p.
- Cabral, H. N.; Teixeira, C. M.; Gamito, R.; Costa, M. J. 2002. Importance of discards of a beam trawl fishery as input of organic matter into nursery areas within the Tagus estuary. *Hidrobiologia*: 449 – 455.
- Campbell, M. D.; Patino, R.; Tolan, J.; Strauss, R.; Diamond, S. L. 2010. Sublethal effects of catch-and-release fishing: Measuring capture stress, fish impairment, and predation risk using a condition index. *ICES Journal of Marine Science*, 67 (3): 513 – 521.
- Carneiro, M., H. Diagnóstico dos recursos pesqueiros marinhos, *Cynoscion jamaicensis*, *Macrodon ancylodon* e *Micropogonias furnieri* (Perciformes: Sciaenidae), da região Sudeste-Sul do Brasil entre as latitudes 23° e 28° 40's. Tese de doutorado, Pós- Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2007. 120 p.
- Catchpole, T. L. 2009. Effective discard reduction in European fisheries. Options for fishers and fisheries managers. *Effective discard reduction in UK fisheries*, WWF UK, 52 p.
- Cattani A. P.; Bernardo C.; Medeiros R. P.; Santos L. O.; Spach H. L. 2012. Avaliação da ictiofauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas do município de Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, Sao Paulo, 30 (4): 247 – 260.
- Cergole, M. C.; Ávila-da-Silva, A. O.; Rossi-Wongtschowski, C. L. D. B. 2005. Análise das principais pescarias comerciais da região Sudeste-Sul do Brasil: dinâmica populacional das espécies em exploração. Série documentos Revizee: Score Sul. São Paulo: Instituto Oceanográfico — USP, 2005. 176 p.

- Cerqueira, V. R.; Haimovici, M. 1990. Dinâmica populacional do gordinho, *Peprilus paru* (Pisces: Stromateidae) no litoral Sul do Brasil. In Revista Brasileira de Biologia 50 (3): 599 – 613.
- Chaves, P. T.; Vendel, A. L. 1998. Feeding habits of *Stellifer rastrifer* (Perciformes, Sciaenidae) at Guaratuba mangrove, Paraná, Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology, 41 (4): 423 – 428.
- Chaves, P. T.; Gomes, I. D. 2006. Ictiofauna integrante da pesca de arrasto camaroeiro no litoral sul do Estado do Paraná, Brasil. Bioikos, 20 (1): 9 –13.
- Coelho, J. A. P.; Graça Lopes, R.; Rodrigues, E. S.; Puzzi, A. 1985. Relação peso- comprimento e tamanho de início de primeira maturação gonadal para o Scieanidae *Stellifer rastrifer* (Jordan, 1889) no litoral do Estado de São Paulo. Boletim do Instituto de Pesca, 12 (2): 99 –107.
- Colotelo, A. H.; Raby, G. D.; Hasler, C. T.; Haxton, T. J.; Smokorowski, K. E.; BlouinDemers, G.; Cooke, S. J. 2013. Northern pike bycatch in an inland comercial hoop net fishery: effects of water temperature and net tending frequency on injury, physiology, and survival. Fisheries Research, 137: 41- 49.
- Copatti, C. E.; Bolner, K. C.S., Londero, É. P., Rosso, F. L.; Pavanato, M. A.; baldisserotto, B. 2019. Low dissolved oxygen levels increase stress in piava (*Megaleporinus obtusidens*): iono-regulatory, metabolic and oxidative responses Anais da Academia Brasileira de Ciências 91 (3): 1 – 9.
- Cooke, S. J.; Suski, C. D. 2004. Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch-and-release fisheries? Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 14 (3), 299 – 326.
- Cooper R. U.; Clough, L. M.; Farwell, M. A.; West, T. L. 2002. Hypoxia-induced metabolic and antioxidant enzymatic activities in the estuarine fish *Leiostomus xanthurus* Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 279: 1 – 20.
- Corrêa, C. E.; Chaves, P. T.; Guimarães, P. R. B. 2005. Biology of *Chirocentrodon bleekermanus* (Poey, 1867) (Clupeiformes: Pristigasteridae) in a continental shelf region of southern Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology, 48 (3): 419 – 427.
- Costa, M. R.; Albieri, R. J.; Araújo, F. G. 2005. Size distribution of the jack *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus) (Actinopterygii, Carangidae) in a

- tropical bay at Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (3): 580 – 586.
- Cunha, F., E., A; Freitas, J., E., P; Feitosa, V., C.; Monteiro-Neto, C. (2017). Biologia e biometria da palombeta, *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766) (Teleostei: Carangidae), em Fortaleza, Ceará, Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 33 (1 – 2), 143–148.
- Davis, M. W. 2002. Key principles for understanding fish bycatch discard mortality. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59 (2002).1834 – 1848.
- Davis, M. W. 2010. Fish stress and mortality can be predicted using reflex impairment. *Fish and Fisheries*, 11 (1): 1 – 11.
- Davies, R. W. D.; Cripps, S. J.; Nickson, A.; Porter, G. 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, 33 (4): 661– 672.
- Depestele, J., Desender, M., Benoît, H. P., Polet, H., & Vincx, M. (2014). Short-term survival of discarded target fish and non-target invertebrate species in the “eurocutter” beam trawl fishery of the southern North Sea. *Fisheries Research*, 154, 82 – 92.
- D'incao, F.; Valentini, H.; Luiz; Rodrigues, F. 2002. Avaliação da Pesca de Camarões Nas Regiões Sudeste E Sul Do Brasil. 1965-1999, *Atlântica*, Rio Grande, 24 (2): 103 -116.
- Dunn, P. K.; Smyth, G. K. 2018. *Generalized Linear Models with examples in R*. Springer Nature Switzerland. 241 p.
- Ellis, J. R.; McCully Phillips, S. R.; Poisson, F. 2017. A review of capture and post-release mortality of elasmobranchs. *Journal of Fish Biology*, 90 (3): 653 – 722.
- Enever, R.; Catchpole, T. L.; Ellis, J. R.; Grant, A. 2009. The survival of skates (Rajidae) caught by demersal trawlers fishing in UK waters. *Fisheries Research*, 97 (1 – 2): 72 – 76.
- Esaiassen, M.; Akse, L.; Joensen, S.U. 2013. Development of a catch-damage-index to assess the quality of cod at landing. *Food Control* 29: 231 – 235.
- Fávaro, L. F.; Frehse, F. A.; Oliveira, R. N; Schwarz Júnior, R. 2005. Reprodução do bagre amarelo, *Cathorops spixii* (Agassiz) (Siluriformes, Ariidae), da Baía

- de Pinheiros, região estuarina do litoral do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (4); 1022 – 1029.
- Feitosa, C. V., B. P. Ferreira & M. E. Araújo. 2008. A rapid new method for assessing sustainability of ornamental fish by-catch from coral reefs. *Marine and Freshwater Research*, 59: 1092 – 1100.
- Franck, K., M.; Filho, J., V., D. 2019. Pesca de camarões na região sul do Brasil. *R. Gest. Sust. Ambient.*, Florianópolis, V. 8, n. 3, p. 499 - 520.
<https://doi.org/10.19177/rgsa.v8e32019499-520>
- Franco, A. C. S., Brotto, D. S., Zee, D. M. W., & dos Santos, L. N. 2014. Reproductive biology of *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829), The major fishery resource in Guanabara Bay, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 12 (4), 819 – 826.
- Haluch, C. F., Freitas, M. O., Abilhoa, V., Corrêa, M. F. M. & Hostim-Silva, M., 2011. Estrutura populacional e biologia reprodutiva de *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758) (Teleostei, Sciaenidae) na baía de Ubatuba-Enseada, Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, 24(1), 47– 59.
- Gamito, R., & Cabral, H. 2003. Mortality of brown-shrimp discards from the beam trawl fishery in the Tagus estuary, Portugal. *Fisheries Research*, 63 (3), 423 – 427.
- Garbini, C. N., Zani-Teixeira, M. de L., Ohkawara, M. H., & Katsuragawa, M. (2014). Distribution and abundance of pleuronectiformes larvae off southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 62 (1), 23 – 34.
- Giannini, R., & Paiva Filho, A. M. 1990. Aspectos bioecológicos de *Stellifer rastrifer* (Perciformes: Sciaenidae) na Baía de Santos, SP. *Boletim Do Instituto Oceanográfico*, 38 (1), 57– 67.
- Gorni, G. R., & Loibel, S. 2013. Uso da abordagem Bayesiana no estudo da dieta do peixe-galo, *Selene setapinnis* (Teleostei: Carangidae) nova proposta de análise. *Arquivos de Ciências do Mar*, 46 (1), 102 – 106.
- Graça-Lopes, R., Tomás, A.R.G., Tutui, S.L.S., Severino Rodrigues, E. & Puzzi, A. 2002. Fauna acompanhante da pesca camaroeira no litoral do estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 28 (2), 173 -188.

- Haimovici, M. & Mendonça, J.T. 1996. Análise da pesca de arrasto de tangones de peixes e camarões no sul do Brasil, período 1989-1994. *Atlântica*, 18 (1996), 143 - 160.
- Hadley Wickham, Romain François, Lionel Henry and Kirill Müller 2019. *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 0.8.3. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>
- Halliwell, B.; Gutteridge, J.M.C. 2000. *Free radicals in biology and medicine*. 3. ed. Oxford: Clarendon Press. 896 p.
- Hermes-Lima, M. 2004. Oxygen in biology and biochemistry: role of free radicals. In: Storey, K.B. (Ed.), *Free Radicals and Oxidizing Agents in Biology*. Chapter 12. 1. Wiley, Canada. 319 – 368.
- Höfling, J., C. Ferreira, L., I. Ribeiro Neto, F., B. Oliveira, M., P. Paiva Filho, A., M. Prado, A. 2000. Alimentação de peixes da família Clupeidae do complexo estuarino-lagunar de Cananéia, SP, Brasil. *Bioikos*, 14 (2), 12 – 20.
- Ishibashi, Y, Ekawa, H., Hirata H., Kumai H. (2002). Stress response and energy metabolism in various tissues of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* exposed to hypoxic conditions *Fisheries Science*, 68, 1374 – 1383.
- Ingolfsson, O., Soldal, A.V., Huse, I. 2002. Mortality and injuries of haddock, cod and saithe escaping through codend meshes and sorting grids. *ICES CM* 32 2002, 1 – 22.
- Johannsson, O. E.; Giacomini, M.; Sadauskas-Henrique, H.; Campos, D. F.; Braz-Mota, S.; Heinrichs-Caldas, W. D.; Baptista, R.; Wood, C. M. Almeida-Val, V. M. F.; Val, A. L. 2018. Does hypoxia or different rates of re-oxygenation after hypoxia induce an oxidative stress response in *Cyphocharax abramoides* (Kner 1858), a Characid fish of the Rio Negro? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*. 224, 53 – 67.
- Jennings, S., M. J. Kaiser & J. D. Reynolds. 2001. *Marine Fisheries ecology*. 6th Ed. Oxford, Blackwell Science, 432p
- Kaiser, M. J., & Spencer, B. E. 1995. Survival of by-catch from a beam trawl. *Marine Ecology Progress Series*, 126, 31 – 38.
- Kabacoff, R. I. (2011). *Data analysis and graphics with R*. Manning Publications. 513 p.

- Keen, J.H., Habig, W.H., Jakoby, W.B., 1976. Mechanism for the several activities of the glutathione S-transferases. *J. Biol. Chem.* 251, 6183 – 6188.
- Larocque, S. M., Cooke, S. J., & Blouin-Demers, G. (2012). Mitigating bycatch of freshwater turtles in passively fished fyke nets through the use of exclusion and escape modifications. *Fisheries Research*, 125 – 126 (2012), 149 – 155.
- Lemos, C., A. Estrutura da população e crescimento da sardinha- cascuda, *Harengula clupeola* (CUVIER, 1829) (Clupeiformes: Clupeidae) NA bacia do Sudeste do Brasil. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca - APTA – SAA. São Paulo, 2013.41 p.
- Levine, R. L., Williams, J. A. Stadtman E. P., Shacter. E 1994 Carbonyl assays for determination of oxidatively modified proteins. *Methods Enzymol* 233, 346 –357.
- Lim, H. K.; Hur, J. W. 2018. Effects of Acute and Chronic Air Exposure on Growth and Stress Response of Juvenile Olive Flounder, *Paralichthys olivaceus*. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 18, 143-151
- Lushchak, V. I; Bagnyukova, T. V. 2006. Effects of different environmental oxygen levels on free radical processes in fish *Comparative Biochemistry and Physiology, Part B* 144, 283 – 289
- FAO. 2011. *International Guidelines on Bycatch Management and Reduction of Discards*. Rome, 73 p.
- Mai, A. C. G., & Vieira, J. P. 2013. Revisão e considerações sobre o uso do habitat, distribuição e história de vida de *Lycengraulis grossidens* (Agassiz, 1829) (Actinopterygii, Clupeiformes, Engraulididae). *Biota Neotropica*, 13 (3), 121 – 130.
- Mandelman, J. W., Cicia, A. M., Ingram, G. W., Driggers, W. B., Coutre, K. M., & Sulikowski, J. A. 2013. Short-term post-release mortality of skates (family Rajidae) discarded in a western North Atlantic commercial otter trawl fishery. *Fisheries Research*, 139, 76 – 84.
- Menezes N. A.; Figueiredo, J. L. 1977. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil*. I. Introdução. Cações, raias e quimeras. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo.

- Menezes N. A.; Figueiredo, J. L. 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Menezes, N. A.; Figueiredo, J. L. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Menezes N. A.; Figueiredo, J. L. 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Methling, C.; Skov, P. V.; Madsen, N.; 2017. Reflex impairment physiological stress, and discard mortality of European plaice *Pleuronectes platessa* in an otter trawl fishery. ICES Journal of Marine Science, 74 (6): 1660 – 1667.
- Morfin, M.; Kopp, D.; Benoît, H. P.; Méhault, S. (2019). Comparative assessment of two proxies of fish discard survival. Ecological Indicators, 98 (2018): 310 – 316.
- McCAUGHRAN, D. A. Standardized nomenclature and methods of defining bycatch levels and implications. In: SCHONING, R. W.; JACOBSON, R. W. (Ed.). Proceedings of the national industry bycatch. Seattle: Natural Resource Consultants, 1992. p. 200 – 201.
- Murad, C. T. Biologia reprodutiva, crescimento e mortalidade da guaivira *Oligoplites saliens* (Bloch, 1793) (Carangidae) na pesca de emalhe. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Aqüicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA – S. A. A. Santos, 2010. 40 p.
- Muto, E. Y.; Malfara, D. T.; Coelho, L. I.; Soares, L. S. H. 2008. Alimentação das sardinhas *Pellona harroweri* (Fowler, 1919) e *Chirocentron bleekermanus* (Poey, 1867), na região costeira de Santos, Estado de São Paulo. Oceanografia e Mudanças Globais. São Paulo: Instituto Oceanográfico, January, 287 – 302.
- Nelson, D. L.; Cox, M. M. Princípios de Bioquímica de Lehninger. 6ª Edição. Porto Alegre, Artmed, 2014.
- Neudecker, T.; Damm, U. 2010. The by-catch situation in German brown shrimp (*Crangon crangon* L.) fisheries with particular reference to plaice (*Pleuronectes platessa* L.). Journal of Applied Ichthyology, 26: 67 – 74.

- Nguyen, V. M.; Martins, E. G.; Robichaud, D.; Raby, G. D.; Donaldson, M. R.; Lotto, A. G.; Willmore, W. G.; Patterson, D. A.; Farrell, A. P.; Hinch, S. G.; Cooke, S. J. 2014. Disentangling the roles of air exposure, gill net injury, and facilitated recovery on the postcapture and release mortality and behavior of adult migratory sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in freshwater. *Physiological and Biochemical Zoology*, 87 (1): 125 –135.
- Oliveira, E. C.; Favaro, L. F. 2011. Reproductive biology of the flatfish *Etropus crossotus* (Pleuronectiformes: Paralichthyidae) in the Paranaguá estuarine complex, Paraná State, subtropical region of Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9 (4): 795 – 805.
- Passarone, R.; Aparecido, K. C.; Eduardo, L. N.; Lira, A. S.; Silva, L. V. S.; Justino, A. K. S.; Craveiro, C.; Silva, E. F.; Lucena-Frédou, F. 2019. Ecological and conservation aspects of bycatch fishes: An evaluation of shrimp fisheries impacts in northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 67: 1–10.
- Peres-Rios, E. 2001. Papel do estuário no ciclo de vida das espécies dominantes da ictiofauna do complexo-lagunar de Cananéia-Iguape. Unpublished Ph.D. Thesis, Universidade de São Paulo, São Paulo, 128p.
- Pérez Roda, M. A. (ed.); Gilman, E.; Huntington, T.; Kennelly, S.J.; Suuronen, P.; Chaloupka, M.; Medley, P. 2019. A third assessment of global marine fisheries discards. FAO, Fisheries and Aquaculture Technical Paper. Rome, 633: 78 p.
- Pikitch, E.; Erikson, D.; Suuronen, P.; Lehtonen, E.; Rose, C.; Bublitz, C. 2002. Mortality of walleye pollock escaping from the codend and intermediate (extension) section of a pelagic trawl. *ICES CM*, 15: 1 – 30.
- Pombo, M. Biologia populacional e dieta de *Stellifer rastrifer* (Jordan, 1889), *S. stellifer* (Bloch, 1790) e *S. brasiliensis* (Schultz, 1945) (Perciformes, Sciaenidae) na Enseada de Caraguatatuba (SP). Dissertação de mestrado, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2010. 135 p.
- Pombo, M.; Denadai, M. R.; Bessa, E.; Santos, F. B.; Faria, V. H.; Turra, A. 2014. The barred grunt *Conodon nobilis* (Perciformes: Haemulidae) in shallow areas of a tropical bight: spatial and temporal distribution, body growth and diet. *Helgoland Marine Research*, 68 (2): 271 – 279.

- Pravin, P.; Gibinkumar, T. T.; Sabu, S.; Boopendranath, M. R. 2019. Bycatch Reduction Devices. Regional Symposium on Ecosystem Approaches to Marine Fisheries & Biodiversity, october: 116 – 120.
- Queiroz, J. D. G. R.; Salvador, N. L. A.; Sousa, M. F.; Silva, V. E. L.; Fabr e, N. N.; Batista, V. S. 2018. Life-history traits of *Chloroscombrus chrysurus* (Actinopterygii: Perciformes: Carangidae) in tropical waters of the Atlantic Ocean. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 48 (1): 1 – 8.
- Riede, K. 2004. Registro global de espécies migrat rias - de escalas globais a regionais. Relat rio Final do R & D-Projekt 808 05 081. Federal Agency for Nature Conservation, Bonn, Germany. 329 p.
- Rudders, D. B.; Sulikowski, J. A.; Knotek, R. J.; Mandleman, J. A.; Benoît, H. P. 2015. Evaluating the Condition and Discard Mortality of Skates Following Capture and Handling in the Sea Scallop Dredge Fishery. National Marine Fisheries Service Northeast Fisheries Science Center Cooperative Research Program 166 Water Street Woods Hole, Massachusetts. 1 – 40.
- Raby G. D; Hinch S. G.; Patterson D. A.; Hills J. A.; Thompson L. A.; Cooke S. J. 2015. Mechanisms to explain purse seine bycatch mortality of coho salmon. *Ecol Appl*, 25 (7): 1757-1775.
- R Core Team, 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Robert, M. D. C.; Michels-Souza, M. A.; Chaves, P. T. 2007. Biology of *Paralonchurus brasiliensis* (Steindachner) (Teleostei, Sciaenidae) in Paraná coast, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24 (1): 191 – 198.
- Russell Length, 2019. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares. R packge version 1.41. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>
- Sabinson, L. M. 2014. Estrutura da ictiofauna e ecologia trófica de Sciaenidae acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, no litoral de Santa Catarina, Brasil. Tese de doutorado (Pós Gradua o em Ecologia e Recursos Naturais) Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, 154 p.
- Sangster, G.I.; Lehmann, K. M.; Breen, M. 1996. Commercial fishing experiments to assess the survival of haddock and whiting after escape from four sizes of diamond mesh codends. *Fish. Res.* 25: 323 – 346.

- Santos, A., P. 1997. Estrutura populacional e aspectos alimentares e reprodutivos da pescada branca *Cynoscion leiarchus* (Cuvier, 1830) (Sciaenidae, Pisces) na região estuarina da Baía de Guaratuba, Paraná. Monografia, curso de Bacharelado em Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 36 p.
- Santos, N., B. 2007. Biologia reprodutiva de peixes cianídeos capturados nas proximidades dos terminais portuários do Pará e Maranhão. Dissertação de mestrado, Pós- Graduação em Ciência Animal da Universidade Federal do Pará, da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Amazônia Oriental e da Universidade Federal Rural da Amazônia. Belém. 88 p.
- Santos, P.; V. C. J.; Castro, A.; C. L.; França, V. L.; Soares, L. S.; Silva Junior, M. G. 2009. Alimentação do tapiro, *Oligoplites palometa*, (Perciformes, Carangidae) capturado no litoral ocidental do Raposa, Ilha de São Luis-MA, Brasil. Boletim do laboratório de Hidrobiologia, 22:17 - 24.
- Sazima, C.; Moura, R. L.; Sazima, I. 2004. *Chirocentrodon bleekermanus* (Teleostei: Clupeiformes: Pristigasteridae), a small predaceous herring with folded and distinctively oriented prey in stomach. Brazilian Journal of Biology. Revista Brasileira de Biologia, 64 (1): 165 – 168.
- Sedlak, J.; Lindsay, R. H. 1968. Estimation of total, protein-bound, and nonprotein sulfhydryl groups in tissue with Ellman's reagent. Analytical Biochemistry, 25: 192 – 205.
- Sedrez, C, M.; Branco, J. O.; Freitas-Júnior, F.; Monteiro H. S.; Barbieri, E. 2013. Ictiofauna acompanhante na pesca artesanal do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no litoral sul do Brasil. 13 (1): 165 – 175.
- Schielezeth, H. 2010. Simple means to improve the interpretability of regression coefficients. Methods in Ecology and Evolution, 1: 103 – 113.
- Sies, H.; KOCH, O. R.; Martino, E; Boveris, A. 1979. Increased biliary glutathione disulfide release in chronically ethanol treated rats. FEBS Let., 103, 287 - 290.
- Silva, C. 2011. Eficiência de redutores de captura incidental na pesca artesanal do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no Paraná, Brasil. Dissertação de mestrado (curso de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e

- Oceânicos), Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná. 83 p.
- Silva, C. A. B.; Araújo, M. E.; Feitosa, C. V. 2013. Sustainability of capture of fish bycatch in the prawn trawling in northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11 (1): 133 – 142.
- Silva Júnior, C. A. B.; Viana, A. P.; Frédou, F. L.; Frédou, T. 2015. Aspectos da biologia reprodutiva e caracterização de cianídeos capturados como fauna acompanhante da pesca de camarão no Nordeste do Brasil. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, 37 (1): 1 – 8.
- Silva, J. P. C. 2015. Biologia reprodutiva, idade e crescimento da pescada branca *Cynoscion leiarchus* (Actinopterygii, Sciaenidae) na Baía de Sepetiba, RJ. Dissertação de mestrado, Pós- Graduação em Biologia Animal da UFRRJ. Seropédica. 89 p.
- Silva, J. T. O; Lopes, P. R. D. 2002. Notas sobre a alimentação e morfologia do aparelho digestivo de *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766) (Actinopterygii, Carangidae) na Praia de Ponta da Ilha (Ilha de Itaparica, Bahia). *Revista Brasileira de Zoociências*, 4 (2): 179 – 192.
- Silva, V. E. L.; Vieira, D. S.; Teixeira, E. C.; Ferreira, A. C. L.; Assis, I. O.; Rangely, J.; Fabr e, N. N. 2019. Maturity, fecundity, and reproductive cycle of *Conodon Nobilis* (Actinopterygii: Perciformes: Haemulidae) in tropical waters of the atlantic ocean. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 49 (3): 235 – 242.
- Souza-Conceição, J. M.; Rodrigues-Ribeiro, M.; Castro-Silva, M. A. 2005. Dinâmica populacional, biologia reprodutiva e o ictioplâncton de *Cetengraulis edentulus* Cuvier (Pisces, Clupeiformes, Engraulidae) na enseada do Saco dos Limões, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (4): 953 – 961.
- Souza, U.P.; Costa, R. C.; Martins, I. A.; Fransozo, A. 2008. Associações entre as biomassas de peixes Sciaenidae (Teleostei: Perciformes) e de camarões Penaeoidea (Decapoda: Dendrobranchiata) no litoral norte do Estado de São Paulo Associações entre as biomassas de peixes Sciaenidae (Teleostei: Perciformes). *Biotropica*, 8 (1): 83 – 92.
- Schwarz Jr, R.; Franco, A. C. N. P.; Spach, H. L.; Santos, C.; Pichler, H.A.; Queiroz, G.M.L.; Nogueira, R. 2007. Variação da estrutura espacial da

- ictiofauna demersal capturada com rede de arrasto de porta na baía dos Pinheiros, PR. Boletim do Instituto de Pesca, 33 (2) 157 – 169.
- Sparre, P.; Venema, S. C. 1997. Introdução à avaliação de mananciais de peixes tropicais. FAO, Roma, 404 p.
- Stobutzki, I. C.; Miller, M. J.; Jones, P.; Salini, J. P. 2001a. Bycatch diversity and variation in a tropical Australian penaeid fishery; the implications for monitoring. Fisheries Research, 53: 283 – 301.
- Stobutzki, I.; Miller, M.; Brewer, D. 2001b. Sustainability of fishery bycatch: A process for assessing highly diverse and numerous bycatch. Environmental Conservation, 28 (2): 167–181.
- Sulikowski, J. A.; Benoît, H. P.; Capizzano, C. W.; Knotek, R. J.; Mandelman, J. W.; Platz, T.; Rudders, D. B. 2018. Evaluating the condition and discard mortality of winter skate, *Leucoraja ocellata*, following capture and handling in the Atlantic monkfish (*Lophius americanus*) sink gillnet fishery. Fisheries Research, 198 (October 2016): 159 – 164.
- Suuronen, P.; Lehtonen, E.; Tschernij, V.; Larsson, P. O. 1996. Skin injury and mortality of Baltic cod escaping from trawl codends equipped with exit windows. Arch. Fish. Mar. Res. 44 (3): 165 – 178.
- Turra, A.; Santos, F. B.; Bessa, E.; Fernandez, W. S.; Bernadochi, L. C.; Denadai, M. R. 2012. Population biology and diet of the southern kingcroaker *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758) (Perciformes: Sciaenidae) in Caraguatatuba Bay, Southeastern Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, 60 (3): 343 – 352.
- Tveit, G. M.; Sistiaga, M.; Herrmann, B.; Brinkhof, J. 2019. External damage to trawl-caught northeast arctic cod (*Gadus morhua*): effect of codend design. Fisheries Research, 2014 (February): 136 – 147.
- Uchiyama, M., Mihara, M., (1978). Determination of malonaldehyde precursor in tissues by thiobarbituric acid test. Anal. Biochem. 86: 271 – 278.
- Van Beek, F. A.; Van Leeuwen, P.I.; Rijnsdorp, A. D. 1990. On the survival of plaice and sole discards in the otter-trawl and beam-trawl fisheries in the North Sea. Neth. J. Sea Res. 26: 151 – 160.
- Vazzoler, G. (1975). Distribuição da fauna de peixes demersais e ecologia dos Sciaenidae da plataforma continental Brasileira, entre as latitudes 29°21'S

- (Tôrres) e 33°41'S (Chuí). Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento/ Embrapa Agropecuaria Oeste, 24: 85 – 169.
- Vazzoler, A. E. A. M; Braga, F.; M. S. 1983. Contribuição para o conhecimento da biologia de *Cynoscion Jamaicensis* (Vaillant & Bocourt) 1883») na área entre Cabo de São Tome (22°04'S) e Torres (29°21'S), Brasil. Bolm Inst. oceanogr., S Paulo, 32 (2):125 -136.
- Veldhuizen, L. J. L., Berentsen; P. B. M.; Boer, I. J. M.; Van de Vis, J. W.; Bokkers, E. A. M. 2018. Fish welfare in capture fisheries: A review of injuries and mortality. Fisheries Research, 204: 41 – 48.
- Vianna, M.; Almeida, T. 2005. Bony Fish Bycatch in the Southern Brazil Pink Shrimp (*Farfantepenaeus brasiliensis* and *F. paulensis*) Fishery. Brazilian Archives of Biology and Technology, 48 (4): 611 – 623.
- Wassenberg, T. J.; Hill, B. J. 1993. Selection of the appropriate duration of experiments to measure the survival of animals discarded from trawlers. Fisheries Research, 17 (34): 343 – 352.
- Wendel, A. 1981. Glutathione peroxidase. Methods in Enzymology 77: 325 – 333.
- Wickham H. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York, 2016.
- Wilson S. M; Raby G. D; Burnett N. J.; Hinch S. G; Cooke, S. J. 2014. Looking beyond the mortality of bycatch: sublethal effects of incidental capture on marine animals. Biol Conserv., 171: 61 – 72.
- Zahorcsak, P.; Silvano, R. A.; Sazima, I.; 2000. Feeding biology of a guild of benthivorous fishes in a sandy shore on south-eastern Brazilian coast. Revista Brasileira de Biologia, 60 (3): 511 – 518.
- Zastrow, C. E.; Houde, E. D.; Morin, L. G. 1991. Spawning, fecundity, hatch-date frequency and young-of-the-year growth of bay anchovy *Anchoa mitchilli* in mid-Chesapeake Bay. Marine Ecology Progress Series, 73 (2 – 3): 161 – 171.
- Zeller, D.; Pauly, D. 2005. Good news, bad news: global fisheries discards are declining, but so are total catches. Fish and Fisheries, 6: 156 – 159.