



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PESCA

JOSÉ IVAN FONTELES DE VASCONCELOS FILHO

**INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DO HABITAT PARA A PRODUÇÃO PESQUEIRA:
O PAPEL DOS MANGUEZAIS SOBRE A ICTIOFAUNA DE UM ESTUÁRIO DO
CEARÁ - BRASIL**

FORTALEZA

2021

JOSÉ IVAN FONTELES DE VASCONCELOS FILHO

INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DO HABITAT PARA A PRODUÇÃO PESQUEIRA: O
PAPEL DOS MANGUEZAIS SOBRE A ICTIOFAUNA DE UM ESTUÁRIO DO
CEARÁ - BRASIL

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Engenharia de Pesca. Área de Concentração: Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Orientadora: Profa. Dra. Caroline Vieira Feitosa

Coorientadora: Profa. Dra. Rafaela Camargo Maia

FORTALEZA

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

V45i Vasconcelos Filho, José Ivan Fonteles de.

Influência da qualidade do habitat para a produção pesqueira : o papel dos manguezais sobre a ictiofauna de um estuário do Ceará - Brasil / José Ivan Fonteles de Vasconcelos Filho. – 2021.
94 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca, Fortaleza, 2021.

Orientação: Profa. Dra. Caroline Vieira Feitosa.

Coorientação: Profa. Dra. Rafaela Camargo Maia.

1. Ictiofauna. 2. Manguezais. 3. Impactos ambientais. 4. Estoque pesqueiro. 5. Acaraú. I. Título.

CDD 639.2

JOSÉ IVAN FONTELES DE VASCONCELOS FILHO

INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DO HABITAT PARA A PRODUÇÃO PESQUEIRA: O
PAPEL DOS MANGUEZAIS SOBRE A ICTIOFAUNA EM UM ESTUÁRIO NO
CEARÁ - BRASIL

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Engenharia de Pesca. Área de Concentração: Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Aprovada em: 27/05/2021.

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dra. Caroline Vieira Feitosa (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof.^a Dra. Helena Matthews-Cascon
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof.^a Dra. Maria Elisabeth de Araújo
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

À minha família e amigos que me apoiaram ao longo desta dura jornada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, à Deus, pelas oportunidades dadas ao longo da minha vida, por me conceder saúde, força e coragem para encarar todos desafios que me foram impostos.

À minha família, meu pai José Ivan Fonteles de Vasconcelos e minha mãe, Maria Aparecida de Sousa, pelo carinho, valores e apoio incondicional que me foram dados ao longo da minha vida e pela compreensão durante os momentos de ausência. Ao meu irmão, José Rafael de Sousa Vasconcelos, pela ajuda e apoio durante as coletas.

À minha orientadora, Prof^ª. Dr^ª. Caroline Vieira Feitosa, por todos os ensinamentos e ajuda incondicional, pelas palavras de apoio nos meus momentos de angústia e pela confiança que sempre depositou em mim, sobretudo pela paciência em todos os momentos.

À minha coorientadora, Prof^ª. Dr^ª. Rafaela Camargo Maia, pelo companheirismo, compreensão, tranquilidade e, acima de tudo, pela dedicação direcionados para todos os seus alunos, dos quais tenho honra de ter feito parte.

Ao Laboratório de Ecologia de Manguezais (ECOMANGUE) e ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), por ceder o espaço e equipamentos que me auxiliaram na realização das coletas e análises, em especial, aos meus amigos André Pereira, Antônio Santos e Paulinho, que me ajudaram durante todas as coletas.

As minhas amigas Regina Maria e Alessandra Santos, pelo incentivo, pelas conversas e conselhos durante os momentos de desespero, pelos quais vou ser pra sempre grato. Aos meus amigos, Gilvan Santos e Veruska Amorim, pelo apoio e disposição em ajudar em todos os momentos. Eu poderia lhes dedicar uma página inteira e ainda não seria suficiente.

Ao meu amigo, Dr. Matheus Lemos Souza, pela disponibilidade, estímulo e pelo auxílio durante a utilização dos softwares estatísticos utilizados nesse trabalho;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de estudos e auxílio financeiro que me possibilitou dedicação integral ao programa de pós-graduação e a operacionalização do estudo.

A todos os diretores, coordenadores, professores, técnicos e funcionários da Universidade Federal do Ceará (UFC), pela companhia e pelos serviços prestados ao longo desse tempo.

E finalmente, à todas as pessoas que contribuíram, direta ou indiretamente, para esse trabalho.

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota.”
(Madre Teresa de Calcutá).

RESUMO

Acredita-se que os manguezais sejam indispensáveis para a produtividade das pescarias costeiras, atuando como áreas de berçário e desempenhando papel significativo na ecologia de várias espécies de peixes tropicais de importância econômica e ecológica. Contudo, essas florestas continuam enfrentando diferentes processos de degradação e ainda que o uso dos manguezais pela ictiofauna seja bem documentado, raramente essa abordagem é usada para analisar a relação entre o estado de conservação do habitat e sua influência para a pesca. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a influência do estado de conservação dos manguezais sobre as populações de peixes com interesse ecológico e econômico do município de Acaraú – CE, bem como caracterizar as espécies associadas a esses ambientes. Para isso, foram realizadas amostragens bimestrais, entre os meses de julho/2019 a maio/2020. As coletas foram realizadas utilizando tarrafas, sempre durante a baixa-mar de sizígia. Todos os peixes capturados foram colocados em sacos plásticos previamente identificados com os dados de cada área amostrada e armazenados em caixas de isopor com gelo para transporte até o laboratório, onde foram identificados, medidos e dissecados. Ao todo, foram coletados 1.713 indivíduos, distribuídos em 37 espécies, 27 famílias. As famílias Gerreidae e Lutjanidae foram as mais representativas no estuário, compreendendo juntas 58,14% das amostragens. Aproximadamente 86,48% das espécies coletadas, com exceção das famílias Batrachoididae, Gobiidae, Uranoscopidae e Tetraodontidae são de interesse pesqueiro. As espécies sem valor comercial são capturadas como fauna acompanhante e descartadas em seguida no ambiente pelos pescadores e mesmo aquelas comercialmente importantes são eliminadas por não terem tamanho adequado para o comércio. Destas, também foram registradas espécies enquadradas em algum nível de ameaça de extinção, tais como: *Megalops atlanticus*, *Hippocampus erectus*, *Lutjanus analis*, *Lutjanus jocu* e *Mycteroperca bonaci*. Os resultados obtidos demonstraram que a ictiofauna apresentou variações espaciais em sua composição, principalmente na abundância, de modo que os bosques de mangue mais conservados obtiveram a maior representatividade de espécies e indivíduos. Porém, não houve diferenças sazonais na composição da ictiofauna e das variáveis ambientais. Assim, a salinidade e o Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem (IDP) foram as principais variáveis ambientais responsáveis pela distribuição espacial e composição da ictiofauna. As espécies *Eucinostomus argenteus*, *Diapterus auratus*, *L. jocu* e *L. alexandrei* foram dominantes no estuário durante todo período amostral, somando juntas 52,06% das amostragens totais. Quanto as categorias ecológicas, a ictiofauna coletada foi predominantemente marinha dependente, correspondendo

a 81,49% dos indivíduos, provavelmente devido aos altos níveis de salinidade da água, que variaram entre 35 e 47 ppm ao longo do ano. Considerando as categorias tróficas, a maior representatividade foi das espécies piscívoras/zoobentívoros, com forte proporção de espécies predadoras e compreendendo 48,56% das amostragens. Não houve diferenças sazonais e espaciais significativas entre a dominância de espécies e as categorias ecológicas e tróficas. Embora os manguezais sejam locais preferenciais no contexto reprodutivo, poucas espécies de peixe foram encontradas em estágio reprodutivo. Cerca de 92% da ictiofauna amostrada foi composta por indivíduos jovens que utilizam o estuário como áreas de alimentação e berçário. A maior abundância de indivíduos se deu nos bosques de mangue mais conservados, o que nos permitem inferir que a destruição desses ecossistemas poderá comprometer a quantidade de peixes produzidos. Os quatro bosques de mangue estudados apresentaram condições propícias ao crescimento e estado de higidez das espécies avaliadas. Contudo, o bosque de mangue em Arpoejas, com os menores valores de IDP ofereceram melhores condições que os bosques de mangue mais degradados, de forma que a alta produtividade e baixa pressão de predação conferida pelos manguezais mais conservados foram de grande relevância para a manutenção de condições favoráveis aos estoques populacionais, ainda assim outros estudos sobre a ictiofauna em manguezais estuarinos são necessários para que projetos de gestão e planos de fiscalização mais eficientes possam ser elaborados.

Palavras-chave: ictiofauna; manguezais; impactos ambientais; estoque pesqueiro; Acaraú.

ABSTRACT

Mangroves are believed to be indispensable for the productivity of coastal fisheries, acting as nursery areas and playing a significant role in the ecology of several tropical fish species of economic and ecological importance. However, these forests continue to face different processes of degradation and although the use of mangroves by ichthyofauna is well documented, this approach is rarely used to analyze the relationship between the conservation status of the habitat and its influence on fisheries. In this context, the objective of this work is to evaluate the influence of the state of conservation of mangroves on fish populations with ecological and economic interest in the municipality of Acaraú - CE, as well as to characterize the species associated with these environments. For this, bimonthly sampling was carried out between the months of July/2019 to May/2020. The collections were made using tarrafas, always during the low tide. All captured fish were placed in plastic bags previously identified with the data from each sampled area and stored in Styrofoam boxes with ice for transportation to the laboratory, where they were identified, measured, and dissected. In all, 1,713 individuals were collected, distributed among 37 species, 27 families. The families Gerreidae and Lutjanidae were the most representative in the estuary, comprising together 58.14% of the samples. Approximately 86.48% of the species collected, except for Batrachoididae, Gobiidae, Uranoscopidae and Tetraodontidae are of fishing interest. The species with no commercial value are captured as accompanying fauna and then discarded in the environment by the fishermen, and even those that are commercially important are eliminated because they are not large enough to be sold. Of these, endangered species such as *Megalops atlanticus*, *Hippocampus erectus*, *Lutjanus analis*, *Lutjanus jocu*, and *Mycteroperca bonaci* were also recorded. The results obtained showed that the ichthyofauna showed spatial variations in its composition, especially in the abundance of individuals, so that the most conserved mangrove forests had the highest representation of species and individuals. However, there were no seasonal differences in the composition of the ichthyofauna and environmental variables. Thus, salinity and Landscape Development Intensity Index (IDP) were the main environmental variables responsible for the spatial distribution and composition of the ichthyofauna. The species *Eucinostomus argenteus*, *Diapterus auratus*, *L. jocu* and *L. alexandrei* were dominant in the estuary throughout the sampling period, together amounting to 52.06% of total sampling. As for the ecological categories, the ichthyofauna collected was predominantly marine dependent, corresponding to 81.49% of the individuals, probably due to the high levels of salinity of the water, which varied between 35 and 47 ppm throughout the year. Considering

the trophic categories, the highest representation was of the piscivorous/zoobenthivorous species, with a strong proportion of predatory species and comprising 48.56% of the samples. There were no significant seasonal and spatial differences between species dominance and the ecological and trophic categories. Although mangroves are preferred sites in the reproductive context, few fish species were found in reproductive stage. About 92% of the sampled ichthyofauna was composed of young individuals that use the estuary as feeding and nursery areas. The highest abundance of individuals was found in the most conserved mangrove forests, which allows us to infer that the destruction of these ecosystems could considerably compromise the number of fish produced. The four mangrove forests studied presented conditions favorable to the growth and health status of the species evaluated. However, the mangrove forest in Arpoeiras, with the lowest IDP values offered better conditions than the more degraded mangrove forests, so that the high productivity and low predation pressure conferred by the more conserved mangroves were of great relevance for the maintenance of favorable conditions for the population stocks. Still, other studies on the ichthyofauna in estuarine mangroves are needed so that management projects and more efficient monitoring plans can be developed.

Keywords: ichthyofauna; mangroves; environmental impacts; fish stock; Acaraú.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização dos canais de maré amostrados no município de Acaraú – CE, no mapa do Brasil	25
Figura 2 – Desenho esquemático da tarrafa utilizada durante as amostragens da ictiofauna nos canais de marés situados nos bosques de mangue do estuário do Rio Acaraú, em Acaraú – CE no período de julho de 2019 a maio de 2020	27
Figura 3 – Medidas mensuradas durante as biometrias dos espécimes amostrados nos quatro bosques de mangue no estuário do Rio Acaraú entre o período de julho de 2019 a maio de 2020	28
Figura 4 – Estágio de desenvolvimento gonadal dos peixes, segundo a classificação de Vazzoler (1996)	29
Figura 5 – Média dos índices ecológicos da riqueza, abundância, diversidade de Shannon, equitabilidade de Pielou e erro padrão das espécies coletadas durante a estação seca e chuvosa no estuário do Rio Acaraú no período de julho/2019 a maio/2020	40
Figura 6 – Indivíduos pertencentes as guildas ambientais amostradas no estuário do município de Acaraú, no estado do Ceará, entre o período de julho/2019 a maio/2020	57
Figura 7 – Indivíduos pertencentes as guildas alimentares amostradas no estuário do município de Acaraú, no estado do Ceará, entre o período de julho/2019 a maio/2020	59

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Riqueza de espécies observada e estimada pelo índice Jackknife1 no estuário do Rio Acaraú no período de julho de 2019 a maio de 2020	39
Gráfico 2 – Relação entre a variação da salinidade e a riqueza de espécies do estuário do Rio Acaraú no período de julho de 2019 a maio de 2020	42
Gráfico 3 – Relação entre a variação da salinidade e a abundância de indivíduos de cada espécie no estuário do Rio Acaraú no período de julho de 2019 a maio de 2020	42
Gráfico 4 – Relação entre o índice de desenvolvimento e a abundância de indivíduos em cada área no estuário do Rio Acaraú no período de julho de 2019 a maio de 2020	43
Gráfico 5 – Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) com índice de dissimilaridade de Bray-Curtis para a composição de espécies no estuário do município de Acaraú, entre o período de julho/2019 a maio/2020	44
Gráfico 6 – Status de ocupação das espécies registradas no estuário do rio Acaraú, entre o período de julho/2019 a maio/2020	46
Gráfico 7 – Classes de comprimento, intervalo (cm) e número de indivíduos de <i>Lutjanus jocu</i> coletados no estuário do Rio Acaraú	47
Gráfico 8 – Classes de comprimento, intervalo (cm) e número de indivíduos de <i>Lutjanus alexandrei</i> coletados no estuário do Rio Acaraú	48
Gráfico 9 – Classes de comprimento, intervalo (cm) e número de indivíduos de <i>Eucinostomus argenteus</i> coletados no estuário do Rio Acaraú	49
Gráfico 10 – Classes de comprimento, intervalo (cm) e número de indivíduos de <i>Diapterus auratus</i> coletados no estuário do Rio Acaraú	50

Gráfico 11 – Abundância e erro padrão dos indivíduos com gônadas maduras coletados durante a estação seca e chuvosa no estuário do Rio Acaraú no período de julho de 2019 a maio de 2020	53
Gráfico 12 – Abundância e erro padrão dos indivíduos jovens coletados durante a estação seca e chuvosa no estuário do Rio Acaraú no período de julho de 2019 a maio de 2020	53
Gráfico 13 – Biomassa (Kg) por área amostrada no estuário do rio Acaraú, entre o período de julho/2019 a maio/2020	56
Gráfico 14 – Relação entre o número de espécies por categoria ecológica e a salinidade no estuário do rio Acaraú, entre o período de julho/2019 a maio/2020	58
Gráfico 15 – Relação entre o número de espécies por categoria trófica e o IDP no estuário do rio Acaraú, entre o período de julho/2019 a maio/2020	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	–	Matrix de classificação do Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem de cada bosque de mangue avaliado no estuário do rio Acaraú, no estado do Ceará	34
Tabela 2	–	Lista geral das famílias, espécies, vernáculos, abundância por ponto amostral, status na IUCN e MMA dos peixes capturados nos quatro pontos amostrais no estuário do município de Acaraú, no estado do Ceará, entre o período de julho/2019 a maio/2020. As famílias estão listadas em ordem evolutiva segundo Nelson (2016)	36
Tabela 3	–	Variáveis ambientais analisadas entre as áreas amostradas no estuário do município de Acaraú, entre o período de julho/2019 a maio/2020	41
Tabela 4	–	Status de ocupação das espécies amostradas no estuário do município de Acaraú, no estado do Ceará, entre o período de julho/2019 a maio/2020	45
Tabela 5	–	Índice de repleção estomacal e erro padrão das espécies dominantes comuns as quatro áreas amostradas no estuário do rio Acaraú-CE	51
Tabela 6	–	Espécies com gônadas maduras coletadas nas quatro áreas amostradas no estuário do Rio Acaraú, entre o período de julho/2019 a maio/2020	52
Tabela 7	–	Coefficientes de alometria e erro padrão das espécies dominantes comuns as quatro áreas amostradas no estuário do Rio Acaraú no período de julho de 2019 a maio de 2020	54
Tabela 8	–	Média da biomassa (g) por lance de tarrafa e erro padrão das áreas amostradas durante a estação seca e chuvosa no estuário do Rio Acaraú	55

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	REFERENCIAL TEÓRICO	18
2.1	Manguezais	18
2.2	Ictiofauna associada aos bosques de mangue	20
2.3	Associação entre a pesca e ecossistemas costeiros	22
3	METODOLOGIA	25
3.1	Área de estudo	25
3.2	Amostragem	26
3.3	Caracterização do estado de conservação dos bosques de mangue	30
3.4	Análises e tratamento dos dados	30
4	RESULTADOS	33
4.1	Estado de conservação dos bosques de mangue	33
4.2	Composição e abundância relativa da ictiofauna	34
4.3	Influência das variáveis ambientais nos indicadores ecológicos	41
4.4	Status de ocupação das espécies	44
4.5	Classes de comprimento	46
4.6	Índice de repleção estomacal (IRE)	50
4.7	Uso do habitat	51
4.8	Relação peso-comprimento	54
4.9	Captura por unidade de esforço (CPUE)	54
4.10	Categorias ecológicas do estuário	56
4.11	Categoria tróficas do estuário	58
5	DISCUSSÃO	61
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	68
	REFERÊNCIAS	69

1 INTRODUÇÃO

As florestas de mangue estão entre os ecossistemas mais produtivos do planeta, tendo uma considerável importância para a manutenção de bens e serviços (CHARRUA *et al.*, 2020). Contudo, nas últimas cinco décadas, o aumento do crescimento demográfico e econômico vêm causando alterações no meio ambiente, culminando em perdas irreversíveis e sensíveis alterações nos recursos naturais (BELARMINO *et al.*, 2014; ICMBIO, 2018).

Apesar de seus importantes papéis sociais e ecológicos, e após décadas de devastação, essas florestas continuam enfrentando diferentes processos de degradação (FERREIRA; LACERDA, 2016). Os principais fatores responsáveis estão relacionados à exploração humana, devido à conversão dessas áreas para a aquicultura, agricultura e expansão urbana (LEE *et al.*, 2004). Estas perturbações agem de forma direta ou indireta, promovendo perdas significativas do ecossistema em todo o mundo (GIRI *et al.*, 2011).

O fato de os manguezais serem zonas de transição entre ecossistemas, aumenta ainda mais a vulnerabilidade dessas áreas, visto que seu funcionamento depende da saúde dos ecossistemas adjacentes (ICMBIO, 2018). Assim, qualquer interação que venha a ocorrer nesses ecótonos poderá ocasionar impactos ambientais positivos ou negativos (MOSCARDI; NOBRE, 2015), demandando cuidados especiais voltados para a região litorânea (SILVA *et al.*, 2015; ARARUNA; SOARES, 2017).

Estas regiões constituem áreas propícias à alimentação, reprodução e proteção para muitas espécies animais, que são atraídas por um dos mais eficientes sistemas de transformação de matéria orgânica em nutrientes para o meio (SOUZA *et al.*, 2018). Desta forma, acredita-se que esse ecossistema seja indispensável para a produtividade das pescarias costeiras, atuando como áreas de berçário (MANSON *et al.*, 2005) e desempenhando um papel relevante na ecologia de várias espécies de peixes tropicais de importância econômica e ecológica (WOLFF, 2009; HUTCHISON; SPALDING; ZU ERMGASSEN, 2014).

Além disso, os manguezais podem afetar a eficiência técnica da produção pesqueira, fornecendo um ambiente propício ao crescimento dos espécimes que irão compor o estoque capturável e conseqüentemente, podem influenciar a quantidade de peixes produzidos (ANNEBOINA; KUMAR, 2017). Portanto, é possível afirmar que há uma ligação direta entre os bosques de mangue e as pescarias costeiras (SANTOS; LANA, 2017; TRAN; FISCHER, 2017). Mesmo assim, alguns aspectos (e.g. uso do habitat, variabilidade temporal, variabilidade espacial, etc.) dessa ligação ainda são pouco compreendidos (MANSON *et al.*, 2005; CARRASQUILLA-HENAO; JUANES, 2017).

Mesmo que o uso dos manguezais pela ictiofauna seja bem documentado, raramente essa abordagem é usada para analisar a relação entre a cobertura do manguezal e a pesca (CARRASQUILLA-HENAO *et al.*, 2019). Contudo, alguns estudos têm demonstrado que a destruição desses ecossistemas somada à sobrepesca tem resultado diretamente na redução dos recursos pesqueiros locais (MUMBY, 2006; WAYCOTT *et al.*, 2009; NEUBAUER *et al.*, 2013; CLAISSE *et al.*, 2014; HAMILTON; CASEY, 2016; SANTOS; LANA, 2017).

Parece razoável esperar que a perda de habitat de manguezais leve a uma redução na produtividade da pesca (REIS-FILHO; HARVEY; GIARRIZZO, 2019). No entanto, os debates sobre a sustentabilidade das pescarias, em sua maioria, estão voltados para o controle das pressões antropogênicas decorrentes da sobrepesca, desconsiderando a influência da degradação ambiental na manutenção desses sistemas produtivos (BROWN *et al.*, 2019).

É particularmente importante que esses valores não sejam simplesmente vistos como estatísticas econômicas unidimensionais e que os valores dos manguezais para a pesca sejam vistos em diversos contextos (HUTCHISON; SPALDING; ZU ERMGASSEN, 2014), especialmente em face dos impactos humanos cumulativos nas teias alimentares e no funcionamento dos ecossistemas costeiros, como os manguezais (HALPERN *et al.*, 2015; MCCAULEY *et al.*, 2015).

Mudanças sazonais nos parâmetros físico-químicos, como salinidade, pH, temperatura e concentração de oxigênio dissolvido, bem como alterações na densidade e cobertura vegetal podem ter efeitos importantes na distribuição e ocupação da ictiofauna, e seu estudo pode ser usado para prever relações, dinâmicas e interações ecológicas (NAGELKERKEN; VAN DER VELDE, 2002; UIEDA; MOTTA, 2007). A compreensão desses processos possibilita entender como os animais estão ligados ao seu ambiente, e como respondem às mudanças ambientais (BRADLEY *et al.*, 2019).

No entanto, as relações espécie-ambiente ainda são um grande desafio para os ecologistas (RAY, 2005; SHEAVES *et al.*, 2015), uma vez que os organismos da ictiofauna podem apresentar diferenças no grau de dependência dessas áreas (MUMBY, 2004; MUMBY, 2006; POTTER *et al.*, 2015). Logo, a abundância de espécies de peixes em manguezais reflete a adequação do habitat a tolerâncias e requisitos ambientais específicos em diferentes fases de seus ciclos de vida (GALAIIDUK; RADFORD; HARVEY, 2018).

Desta forma, estudos que visem o desenvolvimento de métodos para monitorar as respostas biológicas da ictiofauna aos fatores naturais e antropogênicos são de extrema importância para a conservação dos ecossistemas costeiros (LAUNOIS *et al.*, 2011), pois

tornam possível o desenvolvimento de planos de gestão que minimizem a degradação e regulamentem a utilização dessas áreas (TEIXEIRA *et al.*, 2005).

A presente pesquisa tem como objetivo avaliar a influência do estado de conservação dos manguezais na composição das populações de peixes com interesse econômico do município de Acaraú – CE, bem como caracterizar as espécies associadas a esses ambientes. Também foi objetivo desta pesquisa: (1) comparar o estado de conservação das áreas estudadas com os índices ecológicos da assembleia e o estado de higidez da ictiofauna; (2) verificar se as categorias tróficas e ecológicas de cada bosque de mangue apresentam variações entre as áreas e/ou estações do ano; (3) investigar as formas (e.g. para fins de alimentação ou reprodução) como a ictiofauna utiliza cada bosque de mangue e se há diferenças entre as estações da região.

Para tanto, a pesquisa foi norteada pelas seguintes hipóteses: (1) Os índices ecológicos da ictiofauna apresentam variações entre as áreas avaliadas e as estações do ano em que foram amostradas; (2) As espécies de peixes coletadas no estuário do rio Acaraú são, em sua maioria, compostas por jovens que utilizam os manguezais como áreas de berçário e alimentação; (3) As guildas tróficas e ecológicas de cada bosque de mangue avaliado apresentam variações entre as áreas e estações do ano; (4) O estado de conservação dos manguezais influencia diretamente o estado de higidez da ictiofauna associada.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Manguezais

O manguezal é um ambiente de transição entre as zonas costeiras e marinha, que ocorrem ao longo da costa oceânica em todos os trópicos. São caracterizados por uma vegetação lenhosa típica (DONATO *et al.*, 2011; DUKE, 2017) com adaptações que permitem sua sobrevivência ao ambiente hostil que esse ecossistema apresenta (e.g. baixa oxigenação do solo, ampla variação de salinidade e marés, solo inconsolidado, entre outros) (LACERDA, 2002; SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2016; MADI *et al.*, 2016). Dentre as adaptações de sua vegetação destacam-se as raízes aéreas e de sustentação, diluição de sais nas células, glândulas secretoras de sal nas folhas e propágulos vivíparos (DUKE; BALL; ELLISON, 1998). Porém, este ecossistema possui uma baixa riqueza de espécies no que diz respeito a sua flora (MORI *et al.*, 2010), ao contrário de outros ambientes, como a Mata Atlântica ou a Floresta Amazônica.

No mundo, foram registradas 69 espécies de mangue, pertencentes a 26 gêneros e 20 famílias (MAIA; COUTINHO, 2012). No Brasil, encontram-se de três a sete espécies típicas, dependendo da região (SOUZA *et al.*, 2018). Os três gêneros principais de árvores que constituem as florestas do ecossistema manguezal no Brasil são *Rhizophora*, *Avicennia* e *Laguncularia* (SOUZA *et al.*, 2018). Dependendo do aspecto de cada região, algumas espécies podem ser pouco expressivas ou até mesmo serem ausentes (LONDE, 2013).

No Ceará, podem ser encontradas quatro espécies de mangue: *Avicennia germinans* (Linnaeus) Stearn, *Avicennia schaueriana* Stapft & Leechman (Avicenniaceae), *Rhizophora mangle* Linnaeus (Rhizophoraceae) e *Laguncularia racemosa* (Linnaeus) Gaertn (Combretaceae) (MAIA; COUTINHO, 2012). Essas espécies vegetais estão distribuídas no manguezal em zonas distintas, em um gradiente entremarés. Geralmente, o mangue vermelho (*R. mangle*) ocupa os locais próximos ao mar, rios ou locais lamosos, enquanto o mangue preto (*A. germinans* e *A. schaueriana*) e o mangue branco (*L. racemosa*) dominam os locais mais afastados da água. Contudo, devido à diversidade dos ambientes de manguezal, esse padrão de zonação, apesar de bastante comum, não é obrigatoriamente encontrado em todos os locais (VALDUJO, 2008).

Esses ecossistemas estão entre os mais produtivos da Terra, provendo habitat para muitas espécies e desempenhando diversos serviços ecossistêmicos essenciais para os seres humanos (CARUGATI *et al.*, 2018), tais como proteção da zona costeira, retenção de contaminantes, área de abrigo, reprodução e alimentação para muitas espécies, incluindo

organismos de importância econômica (AMARAL *et al.*, 2010; SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2015).

De modo geral, a fauna associada aos manguezais é derivada dos ambientes marinhos, límnicos e terrestres adjacentes, sendo que poucas espécies são de ocorrência exclusiva (HOGARTH, 1999). A exemplo das plantas, os animais também possuem adaptações para a vida estuarina, como a presença de mecanismos para filtrar a água, controlar a entrada de sal em seus sistemas internos ou eliminar os excessos desse elemento quando necessário (SCHAEFFER-NOVELLI, 2018).

Dentre os vertebrados, o grupo que mais se destaca nos manguezais são os peixes (e.g. *Mugil curema*; *Centropomus parallelus*; *C. undecimalis*; *Lutjanus jocu*; *L. alexandrei*; *L. analis*; *Eucinostomus argenteus*; *Diapterus auratus*; *Hippocampus reidi*, entre outras), com a representatividade de espécimes jovens, reiterando a importância destas regiões como locais de abrigo, reprodução e crescimento (SOUZA *et al.*, 2018; VASCONCELOS FILHO; MAIA; SALLES, 2019). No entanto, o principal grupo que ocupa esse ecossistema é o dos macroinvertebrados, caracterizados, principalmente, pelos crustáceos (e.g. *Aratus pisonii*; *Ucides cordatus*; *Goniopsis cruentata*; *Cardisoma guanhumi*, *Macrobrachium carcinus*; *M. acanthurus*; *M. olfersii*, etc.) e moluscos (e.g. *Crassostrea rhizophorae*; *Littoraria angulifera*; *Mytella falcata*; *Anomalocardia brasiliiana*; *Tagelus plebeius*, etc.) (LONGO, 2009). Além desses, outros grupos de animais, embora com menos frequência, também podem ser encontrados nesses ecossistemas (e.g. répteis, aves e mamíferos) em busca de alimento e/ou para reprodução (SOUZA *et al.*, 2018).

No Brasil, os manguezais são protegidos por diversos dispositivos legais como a Constituição Federal de 1988, que assegura a proteção da Zona Costeira, conforme o § 4º, do Artigo 225, considerando-a como Patrimônio Nacional; a resolução do CONAMA Nº 004/85, que considera o manguezal e toda sua extensão, uma área de Reserva Ecológica e o Código Florestal instituído pela Lei Nº 4.771/65, modificado pelo atual código, a Lei Nº 12.651/12, que torna esses ecossistemas Áreas de Preservação Permanente (APP) (BRASIL, 2012).

No âmbito local, o Programa Estadual de Gerenciamento Costeiro do Ceará (GERCO/CE) que atua em parceria com 37 prefeituras municipais, Organizações Não Governamentais (ONG's) e a sociedade civil, subdividiu os 573 km de zona costeira do litoral cearense em quatro setores (costa leste, costa metropolitana, costa oeste e costa extremo oeste). Estes municípios foram agrupados observando-se as suas características em relação a uso e ocupação. Com a integração desses atores sociais esperava-se uma melhor gestão dos recursos naturais e a melhoria de vida da população, uma vez que visa a proteção de seu patrimônio

material e imaterial (SEMACE, 2006). Desde 1990, este programa vem desenvolvendo no Estado atividades como macrozoneamento, diagnóstico socioambiental e zoneamento da faixa costeira marinha e terrestre englobando, em especial, os aspectos ligados à carcinicultura, ao turismo, ao desenvolvimento urbano e unidades de conservação (SEMACE, 2006).

Contudo, apesar dos manguezais serem considerados Áreas de Preservação Permanente, os ecossistemas marinhos, de forma geral, têm sentido significativamente o impacto do desenvolvimento costeiro, através da destruição de seus componentes florísticos e faunísticos, principalmente devido a ocupação humana, e outras conversões de habitats, além da poluição e descarga de sedimentos, entre outros fatores (MOURA-FÉ *et al.*, 2015).

Calcula-se que nos últimos cinquenta anos um terço das florestas de mangue do mundo foram devastadas (ALONGI, 2002; FERREIRA; LACERDA, 2016). Porém, a intensidade dos impactos difere de acordo com a sua origem. No caso de manguezais afetados por fenômenos naturais, estes atuam sobre o mesmo temporariamente, sendo em muitos casos possível a sua recuperação (QUIÑONES, 2000). Enquanto aqueles de origem antropogênica danificam a estrutura e qualidade do manguezal por um tempo mais prolongado podendo em certas circunstâncias causar a morte da fauna e flora associada (MATIAS; SILVA, 2017).

A diminuição significativa dessas áreas está reduzindo o habitat de muitas populações de animais e implicando no aumento da competição por alimento, contribuindo consideravelmente para a aceleração da mortalidade de espécies, que são essenciais para a subsistência de comunidades tradicionais e para a perda de biodiversidade (CAMPOS; MONTEIRO; MONTEIRO-NETO, 2003; BELARMINO *et al.*, 2014).

Embora os resultados de investigações correlativas e experimentos manipulativos tenham fornecido resultados contrastantes, a ecologia teórica considera a biodiversidade como um dos pontos chave para o funcionamento adequado dos ecossistemas (LOREAU, 2010). Desta forma, é de fundamental interesse o desenvolvimento de estudos de monitoramento que auxiliem na criação de ações (políticas, programas e projetos) que visem à conservação deste ecossistema (SOARES, 1999; MATIAS; SILVA, 2017).

2.2 Ictiofauna associada aos bosques de mangue

Os manguezais fornecem habitat e refúgio para muitas espécies, incluindo peixes de importância econômica e ecológica (FAUNCE; SERAFY, 2006; NAGELKERKEN *et al.*, 2008). Suas funções ecológicas e hidrológicas podem beneficiar populações íctias, com ou sem uma função direta de berçário (MACDONALD; WEIS, 2013). As florestas de mangue podem

beneficiar os peixes por meio de múltiplos mecanismos ao mesmo tempo, e os benefícios são frequentemente espécie-específicos, classes de tamanho ou história de vida (MANSON *et al.*, 2005; VERWEIJ *et al.*, 2006).

Acredita-se que a complexidade estrutural das raízes de sustentação e das variações de maré forneça abrigo para pequenos peixes adultos e jovens, enquanto restringe o acesso a peixes grandes e predadores (HAMMERSCHLAG; MORGAN; SERAFY, 2010). A diminuição da visibilidade causada pela alta turbidez e águas rasas é um mecanismo alternativo que diminui o risco de predação ao reduzir a visibilidade e impedir que grandes predadores entrem nesses habitats (NAGELKERKEN, 2009).

A combinação de alta produtividade e baixa predação permite que peixes jovens cresçam e amadureçam com relativamente pouco risco de predação (NAGELKERKEN *et al.*, 2000). Essas características sustentam uma alta diversidade de peixes com uma variedade de grupos taxonômicos que realizam funções críticas ao ecossistema (NAGELKERKEN *et al.*, 2008).

Usualmente, as comunidades de peixes nos estuários são constituídas por espécies residentes, que passam todo o ciclo de vida nas águas estuarinas, podendo ser encontrada ocasionalmente em habitat marinho costeiro ou em água doce; marinhos dependentes, que obrigatoriamente utilizam as águas estuarinas para alimentação ou para completar parte do seu ciclo reprodutivo; marinhos visitantes, que passam a maior parte do ciclo de vida no mar, onde desovam, mas penetram em águas estuarinas em períodos regulares ou ocasionais; e limnéticos visitantes, que passam a maior parte de seu ciclo de vida nos rios, onde desovam, mas penetram em águas estuarinas em períodos regulares ou ocasionais (VASCONCELOS-FILHO; OLIVEIRA, 2000).

Para entender melhor o papel desses ecossistemas como habitat de peixes, é necessário entender o que influencia o valor relativo de alguns manguezais em comparação com outros ecossistemas (MACDONALD; WEIS, 2013; POTTER *et al.*, 2015). Estudos anteriores demonstraram que a disponibilidade de abrigo na forma de aberturas ou outros esconderijos influencia a abundância e a estrutura da assembleia de peixes de recifes e habitats arenosos, especialmente devido aos inúmeros predadores em sistemas tropicais (CALEY; ST. JOHN, 1996; EGGLESTON; LIPCIUS; GROVER, 1997; GRATWICKE; SPEIGHT, 2005). Já a remoção ou manipulação da disponibilidade de abrigo em recifes de corais demonstrou ter um efeito correspondente nos peixes jovens (MACDONALD; WEIS, 2013). A remoção do abrigo reduz a abundância de peixes, enquanto o abrigo adicional aumenta (FINSTAD *et al.*, 2007; PIKO; SZEDLMAYER, 2007).

Como nos recifes de coral, a complexidade do habitat também pode ser importante para o uso de peixes nos habitats de mangue, que também demonstram ampla variação nas características do ambientais (MACDONALD; WEIS, 2013). A disponibilidade de sombra, a densidade ou a orientação das raízes do suporte e a profundidade influenciam a assembleia de peixes nos manguezais (ELLIS; BELL, 2004; NAGELKERKEN *et al.*, 2010). Além disso, os manguezais são um ambiente biologicamente complexo, consistindo em muito mais do que apenas raízes (MACDONALD; WEIS, 2013).

Surpreendentemente, dada a longa história dos estudos, o conhecimento de quais espécies pesqueiras dependem de habitats ameaçados é incompleto, mesmo para habitats relativamente bem estudados, como os manguezais (LEE, 2004; SHEAVES, 2016). Até o momento, apenas alguns estudos foram realizados para examinar as relações da estrutura do habitat de manguezais com os padrões de distribuição da ictiofauna (NANJO *et al.*, 2014).

No Ceará, pesquisas realizadas por Oliveira (1976) avaliou a composição da ictiofauna nas águas estuarinas no Rio Jaguaribe – CE; Basilio *et al.* (2009) realizaram o inventário da ictiofauna do estuário do Rio Curu – CE; Osório, Godinho e Lotufo (2011) realizaram censos visuais subaquáticos para caracterizar a ictiofauna associada às raízes de mangue do estuário do Rio Pacoti – CE; Nascimento (2018) analisou a biodiversidade da ictiofauna no estuário do Rio Ceará, Fortaleza - CE; Vasconcelos-Filho, Maia e Salles (2019) caracterizaram a ictiofauna associada ao manguezal do estuário do Rio Acaraú – CE, entre outros.

Contudo, a maioria dos estudos ecológicos dos padrões de associação e distribuição de peixes em bosques de mangue tem se concentrado em um número limitado de espécies (BOSTRÖM *et al.*, 2011; OLDS *et al.*, 2012; YATES *et al.*, 2016), geralmente aquelas de interesse econômico. Desta forma, obter informações precisas sobre a diversidade, abundância e preferências de habitat das populações de peixes, preferencialmente por meio de métodos de amostragem não letais e não destrutivos, são necessários para sua conservação e manejo eficaz (REIS-FILHO *et al.*, 2019).

2.3 Associação entre a pesca e ecossistemas costeiros

A pesca é uma das atividades produtivas mais antigas realizadas pelo homem, tendo em vista a utilização dos recursos marinhos vivos (FONTELES-FILHO, 2011). Atualmente, esta prática continua desempenhando um papel importante para milhões de pessoas ao redor do mundo (FAO, 2016), contribuindo substancialmente para o bem-estar das pessoas e da

sociedade, particularmente nos trópicos, onde as comunidades costeiras dependem da pesca para a segurança alimentar, subsistência, desenvolvimento econômico e cultural (DYCK; SUMAILA, 2010; TEH; PAULY, 2018).

No entanto, a fração dos estoques de peixes que estão dentro de níveis biologicamente sustentáveis diminuiu de 90 % em 1974 para 65,8 % em 2017. Em contraste, a porcentagem de estoques pescados em níveis biologicamente insustentáveis aumentou, de 10 % em 1974 para 34,2 % em 2017 (FAO, 2020). Por esse motivo, existe uma preocupação crescente de que a pesca esteja esgotando os recursos marinhos e que apenas seu gerenciamento seja ineficaz para interromper esse processo (HUTCHINGS *et al.*, 2010).

Muitas populações de peixes bem gerenciadas não se recuperaram conforme o esperado (NEUBAUER *et al.*, 2013; SZUWALSKI; THORSON, 2017), sugerindo que outras causas contribuíram para o declínio da produtividade (BROWN *et al.*, 2019). Desta forma, acredita-se que a perda de habitats também contribua de maneira significativa para o declínio da abundância e da produtividade das assembleias de peixes que dependem desses ecossistemas (HAMILTON *et al.*, 2017).

Globalmente, os habitats marinhos estão enfrentando mudanças consideráveis, predominantemente degradação e perda de área (HAMILTON; CASEY, 2016). Habitats, como bancos de angiospermas marinhas, recifes de coral, manguezais ou marismas, desempenham um papel importante para inúmeras espécies de interesse econômico e ecológico para a pesca (SHEAVES *et al.*, 2015; WHITLOW; GRABOWSKI, 2012), pois funcionam como áreas de reprodução e berçário, fornecendo refúgio à predação e alimento em abundância durante as várias etapas do ciclo de vida dos organismos dependentes desses ecossistemas (PESSANHA; ARAÚJO, 2014).

Esses habitats possuem uma rica biodiversidade, competindo, ou possivelmente superando, as florestas tropicais. Mesmo assim, esses ecossistemas estão se degradando rapidamente (BIRKELAND, 2004; WILKINSON, 2008; BURKE *et al.*, 2011) pela ação do desmatamento, pesca predatória e principalmente pela falta de manejo (REZENDE *et al.*, 2015).

Ainda que a maioria dos ecossistemas costeiros tenha a capacidade inerente de se recuperar de estresses naturais, os estresses antropogênicos impedem sua recuperação, levando a um declínio gradual e muitas vezes imperceptível (WILKINSON; SALVAT, 2012). Essa degradação é um problema que afeta espécies dependentes de áreas específicas, tanto em ambientes marinhos, como em ambientes terrestres (BROOKS *et al.*, 2002; BOSTRÖM *et al.*, 2011).

Alterações na estrutura da paisagem marinha podem resultar em mudanças na distribuição e composição das assembleias biológicas, importantes para a pesca (THRUSH; DAYTON, 2010). Desta forma, entender as relações entre fauna e paisagem marinha são essenciais para orientar os esforços de manejo e melhorar a capacidade de prever o impacto das modificações da paisagem nesses ecossistemas (AIROLDI; BALATA; BECK, 2008).

Alguns estudos consideram a degradação dos ecossistemas costeiros como um dos fatores responsáveis pela redução de alguns dos principais recursos pesqueiros explorados. Segundo Breitburg *et al.*, 2009, a exposição crônica à hipóxia e às concentrações flutuantes de oxigênio prejudicaram a reprodução, as respostas imunes e o crescimento de macroinvertebrados e peixes durante amostragens realizadas em 30 estuários distribuídos em escala global; Loneragan *et al.* (2013), registraram a redução do recrutamento e desembarque de camarões tigre *Penaeus esculentus* (Haswell, 1879) no Golfo Exmouth, na Austrália Ocidental após a retirada da cobertura de angiospermas marinhas e macroalgas; Sundblad *et al.* (2014), identificaram que a perda de habitats considerados berçários limitou o recrutamento de adultos de solha *Pleuronectes platessa* Linnaeus, 1758, bacalhau *Gadus morhua* Linnaeus, 1758, camarão marrom *Crangon crangon* (Linnaeus, 1758) e lagosta europeia *Homarus gammarus* (Linnaeus, 1758) nas pescarias entre o continente da Suécia e a Finlândia, no mar Báltico central; Por sua vez, os estudos realizados por GAINES *et al.* (2020) demonstraram que a diversidade e abundância de espécies de peixes foram mais altas dentro de florestas de mangue e de prados de angiospermas marinhas conservados que em áreas degradadas.

Entender como a organização espacial dos habitats afeta a composição da assembleia de peixes é, portanto, uma questão-chave para informar o manejo eficaz dos ecossistemas (BOSTRÖM *et al.*, 2011). Em muitos estoques, os tipos de habitats usados pelas populações de peixes são preditores importantes de sua dinâmica a longo prazo (BRITTEN *et al.*, 2016). Portanto, estudos que visem o uso dos ecossistemas por espécies de interesse pesqueiro são necessários para atribuir corretamente quais as causas do declínio nas pescarias (BROWN *et al.*, 2019).

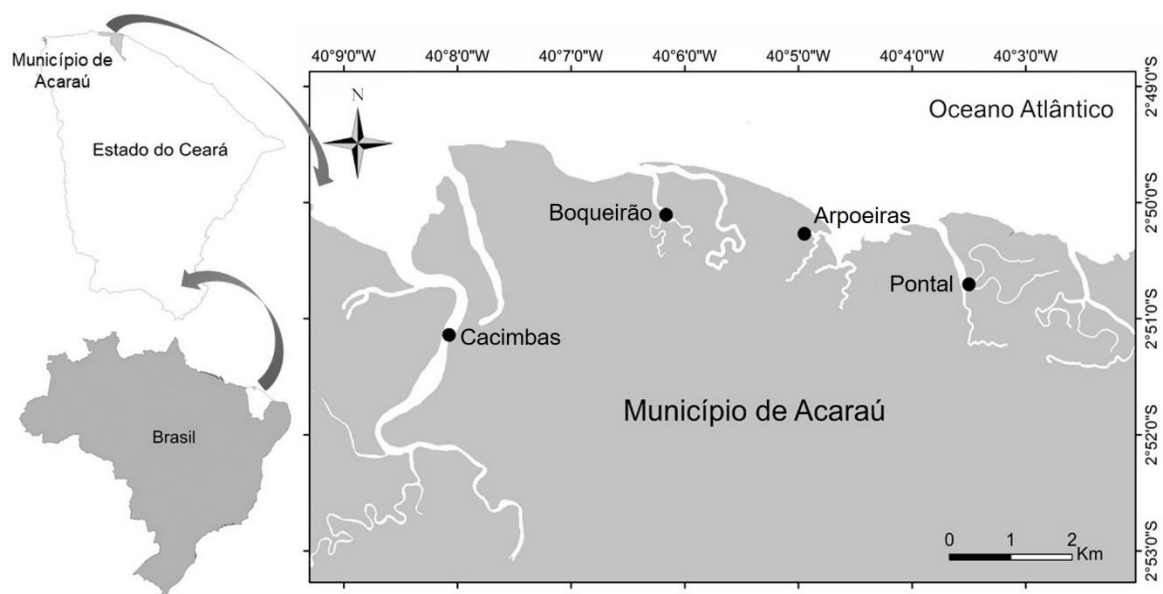
3 METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado em quatro bosques de mangue situados no estuário do rio Acaraú, no município de Acaraú. Essas áreas foram previamente selecionadas com base nos diferentes gradientes de cobertura vegetal, valores de salinidade, presença de áreas aquícolas e outras atividades antrópicas.

Os bosques de mangue em Cacimbas, Boqueirão e Pontal são áreas submetidas a diferentes processos de degradação. Estão localizados no estuário médio, sujeitas a influência fluvial e flutuações sazonais de salinidade da água entre 0 e 44 ppt. Enquanto o bosque de mangue em Arpoeiras é uma área conservada e bem estudada desde 2018, que devido suas características contrastantes, foi utilizada como referência para o estudo das demais áreas. Esse trecho está localizado no estuário superior, ambiente mais salino devido à sua proximidade com o mar, apresentando salinidades entre 10 e 51 ppt (Figura 1). A subdivisão do estuário ocorreu com base nos registros de salinidade em estudos pretéritos na região (PESSOA, 2015; MAIA; COUTINHO, 2016).

Figura 1 – Localização dos canais de maré amostrados no município de Acaraú – CE, no mapa do Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

O município está situado a aproximadamente 238 quilômetros de Fortaleza, no litoral extremo oeste do estado do Ceará, com uma extensão territorial de 845.468 km² (ACARAÚ, 2019) e população estimada para 2019 em 62.641 habitantes (IBGE, 2019), tendo como limites ao norte do Oceano Atlântico, ao sul dos municípios de Marco, Amontada e Morrinhos, a leste do município de Itarema e a oeste dos municípios de Bela Cruz e Cruz (IPECE, 2017). A estação seca da região dura 5 meses, de 16 de julho a 15 de dezembro, com temperatura média de 29 °C e pluviosidade média mensal de 6,23 mm (FUNCEME, 2019). Enquanto a estação chuvosa dura 7 meses, de 15 de dezembro a 16 de julho, com temperatura média de 27 °C e pluviosidade média mensal de 193,8 mm (FUNCEME, 2020).

Seu estuário encontra-se muito degradado devido às intervenções antropogênicas nas áreas de mangues, dunas e apicuns. É um ambiente vulnerável à pressão antropogênica, exercida, principalmente, pela carcinicultura que se desenvolve na região, com cerca de 43% de seu estuário ocupado por fazendas para criação de camarão, sendo um dos valores mais altos do estado (IBAMA, 2005). Além disto, os manguezais da região encontram-se perturbados por diferentes ações antropogênicas, tais como, o desmatamento para retirada de madeira, ocupações imobiliárias, disposição inadequada de resíduos sólidos provenientes, principalmente, das artes de pesca na região portuária, poluição dos corpos hídricos, dentre outros, causando a descaracterização ambiental e o desequilíbrio ecológico no ecossistema (THIERS; MEIRELES; SANTOS, 2016).

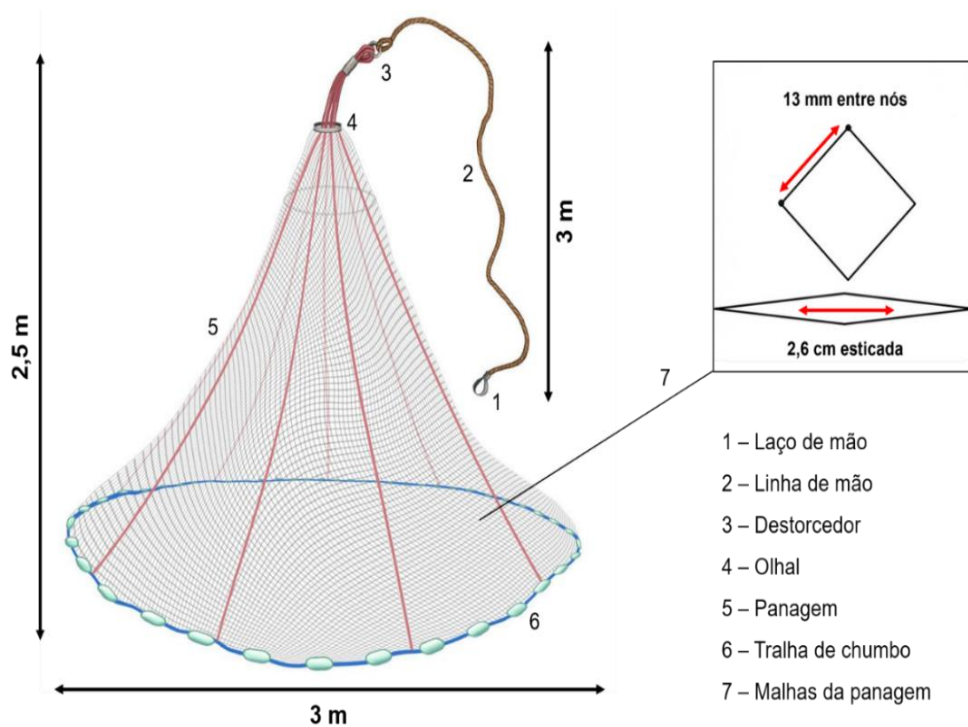
3.2 Amostragem

As coordenadas geográficas de cada área amostrada foram obtidas por meio de georreferenciamento, com o auxílio de um GPS eTrex 10 Garmin e os pontos foram fixados para serem utilizadas sempre as mesmas localizações. As amostragens foram realizadas bimestralmente com permissão do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), por meio da licença nº 75521-1 emitida pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO), entre os meses de julho de 2019 a maio de 2020, sempre durante a baixa-mar de sizígia, previamente consultadas na tábua de marés disponibilizada no site da Marinha do Brasil (CHM, 2019; CHM, 2020).

De acordo com Vasconcelos Filho, Maia e Salles (2019), a tarrafa é o petrecho de pesca mais eficiente para coletas em manguezais, uma vez que a grande quantidade de raízes, matéria orgânica em suspensão e bioincrustações, características desse ambiente, tornam a utilização de outros petrechos menos eficientes. Desta forma, para a coleta da ictiofauna, foi

utilizada uma tarrafa com 2,5 metros de comprimento, 3 metros de diâmetro e malhas de 13 milímetros entre nós (Figura 2). Em cada área amostrada foram realizados 25 lances de tarrafa, de forma aleatória. Os lances que não abriram de forma adequada foram desconsiderados e repetidos novamente. Simultaneamente as coletas biológicas, foram registrados os parâmetros físico-químicos da água em cada ponto amostral: oxigênio dissolvido (mg/l), temperatura, pH e salinidade, aferidos no início, meio e fim de cada canal com o auxílio de uma sonda multiparamétrica.

Figura 2 – Desenho esquemático da tarrafa utilizada durante as amostragens da ictiofauna nos canais de marés situados nos bosques de mangue do estuário do Rio Acaraú, em Acaraú – CE no período de julho de 2019 a maio de 2020.

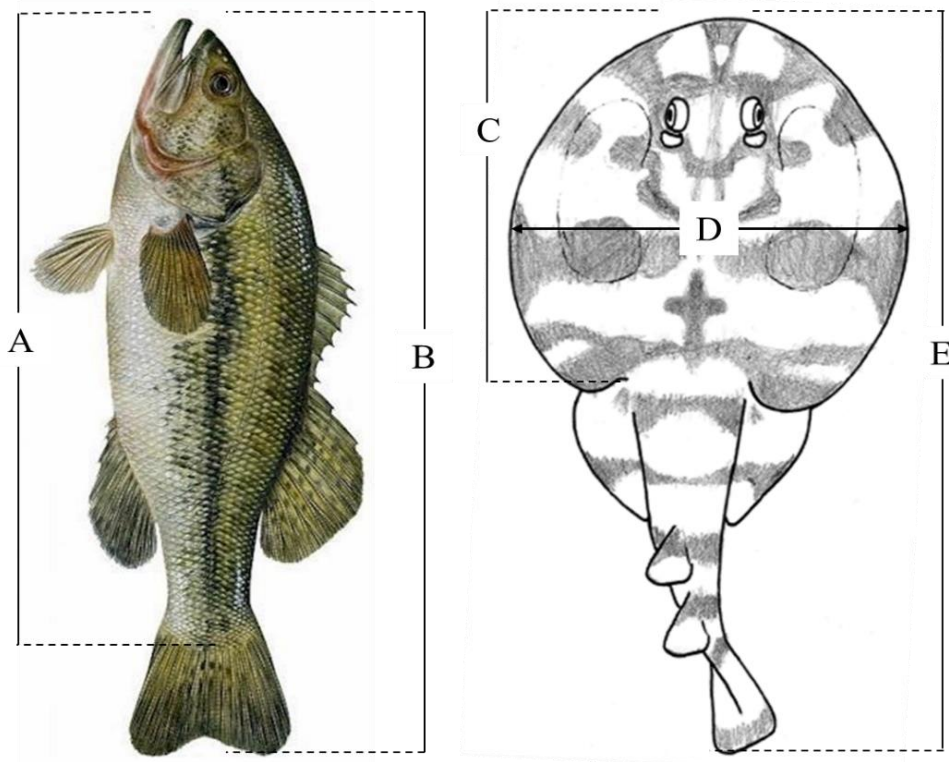


Fonte: Modificada do Google imagens, 2020.

A ictiofauna capturada foi imediatamente colocada em recipientes com solução de eugenol a uma concentração de 15 mg mL^{-1} para anestesia (ACKERMAN; BELLWOOD, 2002; CUNHA; ROSA, 2006). Todos os peixes capturados foram colocados em sacos plásticos previamente identificados com os dados referentes a cada bosque de mangue amostrado, armazenados em caixas de isopor com gelo e transportados até o Laboratório de Ecologia dos manguezais (ECOMANGUE), no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (*campus Acaraú*).

Em laboratório, os peixes foram identificados ao nível de espécie, quando possível, segundo as chaves de identificação de Figueiredo e Menezes (1985); Araújo, Teixeira e Oliveira (2004); Moura e Lindeman (2007); Nóbrega, Lessa e Santana (2009); Nóbrega, Garcia-Júnior e Oliveira (2015); Menezes *et al.*, (2015); Melo *et al.* (2015) e Froese e Pauly (2019). Após a identificação, foram mensurados comprimento padrão e total de cada espécime capturado com auxílio de um paquímetro. Para as raias foram registrados o comprimento total, largura e o comprimento do disco. Em seguida, os espécimes foram pesados em balança semianalítica (0,01 g) (Figura 3).

Figura 3 – Medidas mensuradas durante as biometrias dos espécimes amostrados nos quatro bosques de mangue no estuário do Rio Acaraú entre o período de julho de 2019 a maio de 2020.

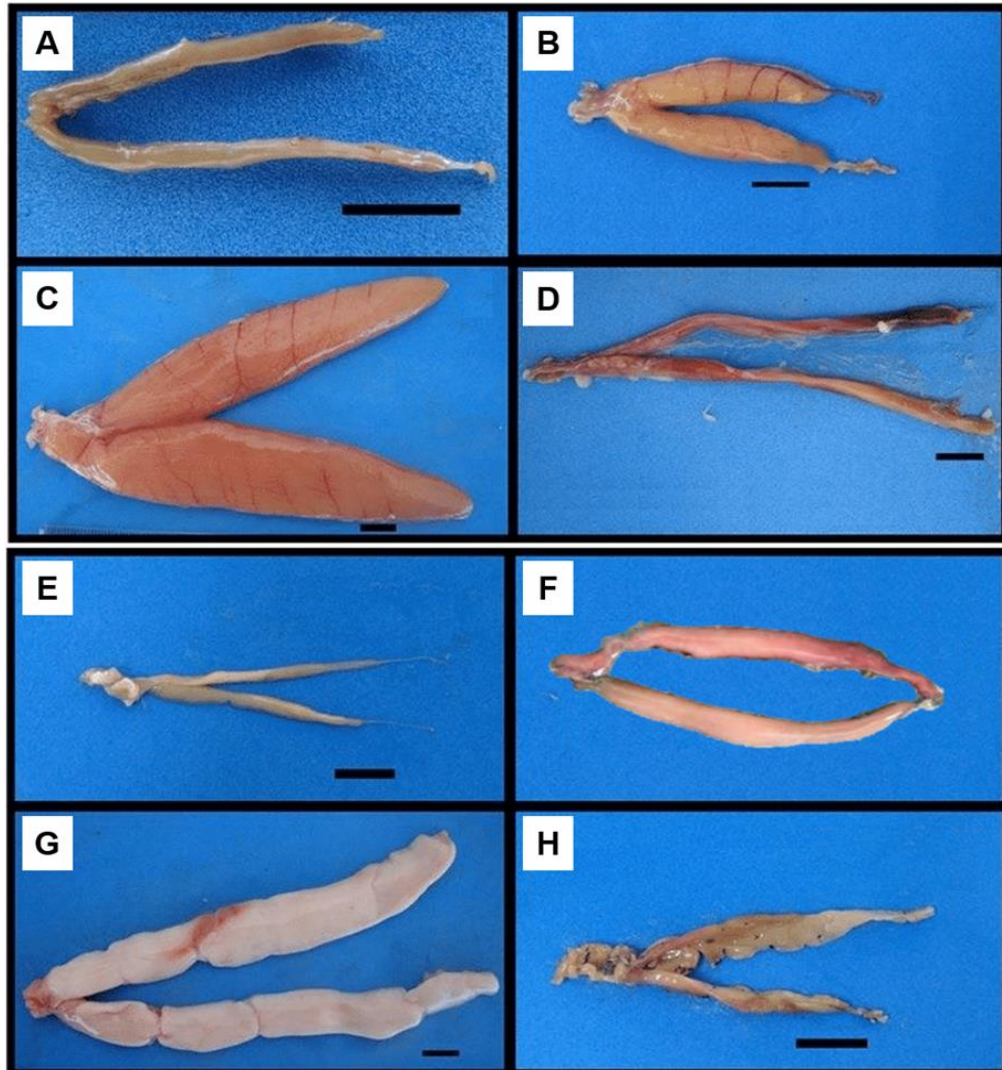


Fonte: Modificada do Google imagens, 2020.

A – Comprimento padrão; B – Comprimento total; C – Comprimento do disco; D – Largura do disco e E – Comprimento total.

Os espécimes foram dissecados para verificação do sexo e desenvolvimento gonadal, quando possível. As gônadas foram removidas da cavidade celomática, realizando uma incisão ventral a partir da abertura urogenital, em direção à cabeça com um bisturi cirúrgico. Posteriormente, foram classificadas de acordo com o estágio de desenvolvimento gonadal proposto por Vazzoler (1996) (Figura 4).

Figura 4 – Estágio de desenvolvimento gonadal dos peixes, segundo a classificação de Vazzoler (1996).



Fonte: Cavalcante *et al.*, 2012.

A – Ovário imaturo; B – Ovário em maturação; C – Ovário maduro; D – Ovário esvaziado; E – Testículo imaturo; F – Testículo em maturação; G – Testículo maduro; H – Testículo vazio. Escala: 1 cm.

O estômago de cada peixe foi retirado e pesado para a obtenção de seu peso em gramas para o cálculo de seu índice de repleção estomacal (IRE) ($IRE = Pe \times 100/Pt$), onde IRE = Índice de repleção, Pe = Peso do estômago (g), Pt = Massa corporal total do peixe (g) (HAHN, 1991). As variações nos valores obtidos indicam uma maior ou menor atividade alimentar em decorrência da disponibilidade ou escassez de recursos alimentares ao longo do ano. O índice de repleção médio consistiu na média ponderada dos valores numéricos do IRE considerado. Os valores obtidos foram classificados em cinco categorias, de acordo com a seguinte escala: 0 = vazio; 1 = 25% cheio; 2 = 50% cheio; 3 = 75% cheio; 4 = totalmente cheio (FONTELES FILHO, 2011).

3.3 Caracterização do estado de conservação dos bosques de mangue

A porcentagem de áreas aquícolas ocupadas e de cobertura vegetal do mangue para este estudo foi estimada por meio de imagens aéreas do software de visualização gratuita Google Earth Pro (SOUZA *et al.*, 2016; MATIAS; SILVA, 2017).

Para quantificar o grau de intensidade das ações antropogênicas em cada bosque de mangue foi utilizada a metodologia adaptada de Goecke e Carstenn (2017). Para isso, foi atribuído um valor de 0 (zero) a 4 (quatro) para cada atividade antropogênica listada por meio do Google Earth Pro, de acordo com o grau de impacto que cada item oferece para sua respectiva área. A soma dos pontos de cada área resultou no Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem (IDP) de cada ponto amostral (BROWN; VIVAS, 2005).

3.4 Análises e tratamento dos dados

A caracterização de ictiofauna se deu por meio da avaliação e comparação dos índices ecológicos de cada bosque de mangue: riqueza, abundância, diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou.

Para investigar a associação da riqueza de espécies, abundância, diversidade de Shannon, equitabilidade de Pielou e as variáveis abióticas (e.g oxigênio dissolvido (mg/L); salinidade; temperatura e pH), foram realizadas análises de regressão múltipla usando modelos lineares generalizados (GLM). Após o ajuste inicial do modelo, uma rotina de seleção de modelo passo a passo foi usada para incluir apenas as variáveis que coletivamente resultaram no valor mínimo do critério de informação de Akaike (AIC). Para cada característica (variável resposta), foram considerados os valores médios de cada área amostrada. Os modelos foram comparados usando ANOVA.

A comparação da abundância de espécies em cada área foi realizada por meio de um escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) em duas dimensões. As diferenças na composição das espécies foram analisadas usando a Análise de Variância Multivariada Permutacional usando Matrizes de Distância (Adonis) com o índice de similaridade de Bray-Curtis como uma medida de distância com 1.000 permutações. Essas análises foram realizadas comparando a composição entre as quatro áreas amostradas.

Para avaliar quais espécies foram mais abundantes utilizou-se o cálculo do percentual numérico ($PN\% = 100/S$) e o valor das abundâncias relativas (AR%) de cada bosque de mangue estudado, onde S é o número das espécies registradas em cada área. Desta forma,

considerou-se a abundância relativa como sendo a contribuição numérica dos indivíduos de determinada espécie em relação ao número total de indivíduos de todas as espécies registradas no estudo. O valor da AR% para cada espécie registrada foi comparado ao valor de PN% encontrado para cada ponto amostral. As espécies foram consideradas abundantes (A) quando $AR\% \geq PN\%$ e, não abundantes (NA), quando $AR\% < PN\%$ (GARCIA; VIEIRA, 2001).

O cálculo da frequência de ocorrência (FO%) se deu por meio da metodologia proposta por Garcia e Vieira (2001), onde as espécies que ocorreram em 50% ou mais das amostragens foram consideradas frequentes (F) e, não frequentes (NF) quando ocorreram em menos de 50% das amostragens de cada área.

Com base nos valores de abundância (AR%) e frequência de ocorrência (FO%), as espécies foram classificadas quanto seu status de ocupação segundo adaptações no ranking proposto por Palma (1975), em: Dominantes (Frequente + Abundante: $FO\% > 50$ e $AR\% \geq PN\%$); Intermediárias (Frequente + Não abundante: $FO\% > 50$ e $AR\% < PN\%$; Pouco frequente + Abundante: $FO\% < 50$ e $AR\% \geq PN\%$) e Raras (Pouco frequente + Não abundante: $FO\% < 50$ e $AR\% < PN\%$).

Para análise das variações de peso e comprimento das espécies de cada área amostrada, foram consideradas apenas as espécies dominantes. Estas foram distribuídas em classes de comprimento, permitindo o acompanhamento da estrutura de tamanho e peso ao longo do espaço estudado. A determinação do número de classes, bem como a amplitude de cada classe de tamanho, foi calculada a partir da fórmula de Sturges (STURGES, 1926), representada pela equação: $K = 1 + 3,322 * \log_{10}(N)$, onde K = Número de classes; N = Número total de observações na amostra e log = Logaritmo comum da base 10.

A relação peso-comprimento para análise da higidez da população foi obtida plotando-se em gráfico o peso dos peixes no eixo “x” e o comprimento padrão no eixo “y”, sendo gerada a curva que representa a dispersão dos pontos de intersecção entre os dois eixos, representada pela equação: $P = a \times C^b$, onde P = Peso (g); C = comprimento padrão (cm); a = constante de regressão (intercepto); b = coeficiente de regressão (coeficiente angular). O coeficiente de regressão equivale ao coeficiente de alometria ($b = \theta$), que, por sua vez, representa a forma de crescimento do indivíduo (SANTOS *et al.*, 2015). Para verificar se a constante b foi significativamente diferente do valor de crescimento isométrico ($b = 3$), foi aplicado o teste t de Student ($p < 0.05$) (SANTOS, 1978).

Os dados de abundância foram convertidos em CPUE por meio da fórmula: $CPUE = \text{Captura} / \text{Esforço}$, onde Captura = Número de exemplares ou peso (g) e Esforço = Número de lances de tarrafa. Para a caracterização das guildas tróficas, os indivíduos foram agrupados

em: detritívoros (DV); herbívoros (HV); piscívoros (PV); zoobentívoros (ZB); piscívoros e zoobentívoros (PV/ZB); zooplancívoros (ZP) e onívoros (ON) (ELLIOTT *et al.*, 2007). As espécies também foram classificadas conforme o padrão de uso do estuário em: residentes (RE); marinhos dependentes (MD); marinhos visitantes (MV) e limnéticos visitantes (LV) (VASCONCELOS-FILHO; OLIVEIRA, 2000).

Para verificar diferenças espaciais e sazonais ($p = < 0.05$) entre as variáveis ambientais, classes de comprimento, IRE, abundância (adultos e jovens), status de ocupação, categorias ecológicas, categorias tróficas e CPUE foram realizadas Análises de Variância (ANOVA). As análises estatísticas citadas acima foram realizadas no software R (Versão 4.0.2) de acesso gratuito.

4 RESULTADOS

4.1 Estado de conservação dos bosques de mangue

O bosque de mangue em Cacimbas possui aproximadamente 340 hectares e uma taxa de desmatamento de 2,4% (8,221 hectares) em seu território. Essa área está localizada sobre a influência de uma fazenda de carcinicultura, cujos efluentes dos viveiros de camarão são descartados diretamente nos canais de marés do estuário. O agrupamento de viveiros de camarões ligados à área de manguezal corresponde a cerca de 311 hectares. Devido à presença antropogênica na região, são comuns o acúmulo e o descarte irregular de lixo no local. A circulação de pequenas embarcações contribui para episódios frequentes de derramamentos de óleo e tintas.

O bosque de mangue em Boqueirão possui aproximadamente 136 hectares, com taxa de desmatamento de 8,1% (11,017 hectares) de seu território. Essa área também está situada sobre a influência de viveiros de carcinicultura, correspondendo a cerca de 36 hectares. Devido à proximidade a barracas de praia e áreas de banho, a presença humana e tráfego de veículos é comum na região.

O bosque de mangue em Arpoeiras possui aproximadamente 16,4 hectares, com taxa de desmatamento equivalente a 0,35% (0,058 hectares) de seu território. Essa área encontra-se isolada de empreendimentos de carcinicultura e possui pouca influência da atividade pesqueira.

Por sua vez, o bosque de mangue em Pontal possui aproximadamente 30 hectares, com taxa de desmatamento de 1,38% (0,414 hectares) de seu território. O agrupamento de viveiros de carcinicultura ligados à área de manguezal amostrada corresponde a cerca de 59,8 hectares. Essa área possui uma intensa atividade pesqueira, além do descarte irregular de resíduos sólidos na região, principalmente petrechos de pesca danificados e abandonados.

Embora diversas atividades antropogênicas tenham sido identificadas, todas as áreas avaliadas por meio do sensoriamento remoto, com exceção do bosque de mangue e Arpoeiras, apontaram os empreendimentos de carcinicultura como a principal atividade responsável pela degradação dos manguezais na região. Após a análise do grau de desenvolvimento em cada área, o bosque de mangue em Cacimbas obteve os valores mais altos, enquanto o bosque em Arpoeiras obteve o menor Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem (IDP). Os bosques de mangue em Boqueirão e Pontal foram classificados com índices de desenvolvimento intermediários (Tabela 1).

Tabela 1 – Matriz de classificação do Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem de cada bosque de mangue avaliado no estuário do rio Acaraú, no estado do Ceará.

Crítérios avaliados	Cacimbas	Boqueirão	Arpoeiras	Pontal
Assoreamento	4	3	0	3
Porto pesqueiro	3	0	0	0
Carcinicultura	4	1	0	2
Desmatamento	3	4	1	2
Atividade pesqueira	3	3	1	3
Atividade turística	0	2	0	0
Descarte de resíduos sólidos	2	1	1	1
Pontuação total:	19	14	3	11
Índice de desenvolvimento:	Alto	Médio	Baixo	Médio

Fonte: Adaptado de Sanches e Pellegrino, 2016

4.2 Composição e abundância relativa da ictiofauna

Ao todo, foram coletados 1.713 indivíduos, distribuídos em 37 espécies e 27 famílias, sendo que no ponto amostral em Cacimbas foram registradas 21 espécies (347 indivíduos), em Boqueirão 19 espécies (330 indivíduos), em Arpoeiras 26 espécies (714 indivíduos) e em Pontal 22 espécies (322 indivíduos) (Tabela 2).

As famílias mais representativas em termos de número de espécies foram Gerreidae (31,35%), Lutjanidae (26,79%) e Serranidae (0,40%) com riqueza de 3 espécies. Seguidos pelas famílias Haemulidae (7,23%), Centropomidae (6,47%), Engraulidae (3,09%), Gobiidae (0,93%), Carangidae (0,81%) e Paralichthyidae (0,70%) com 2 espécies. As demais famílias apresentaram apenas 1 espécie, compreendendo juntas 22,18% das amostragens (Tabela 2).

Do total de espécies registradas, três (3,03%) ocorreram exclusivamente para o ponto amostral em Cacimbas: *Oreochromis niloticus*, *Astroscopus y-graecum* e *Sciades herzbergii*; três (0,58%) em Boqueirão: *Oligoplites palometa*, *Haemulopsis corvinaeformis* e *Hypanus guttatus*; duas (0,58%) em Arpoeiras: *Megalops atlanticus* e *Hippocampus erectus*; e quatro (0,70%) em Pontal: *Diplectrum radiale*, *Mycteroperca bonaci*, *Rypticus saponaceus* e *Archosargus probatocephalus*. Entre as demais espécies, 10 (75,36%) foram comuns nas quatro áreas: *Lutjanus jocu*, *Lutjanus alexandrei*, *Diapterus auratus*, *Eucinostomus argenteus*, *Centropomus parallelus*, *Centropomus undecimalis*, *Lile piquitinga*, *Cetengraulis edentulus*, *Mugil curema* e *Sphoeroides testudineus* (Tabela 2).

As espécies *Megalops atlanticus* e *Hippocampus erectus* registradas neste trabalho estão inclusas na lista vermelha da IUCN (União Internacional para Conservação da Natureza) e na lista nacional de espécies ameaçadas do Ministério do Meio Ambiente (MMA) na categoria “Vulnerável”. As espécies *Lutjanus analis* e *Mycteroperca bonaci* estão inclusas na categoria “Quase ameaçada” na lista da IUCN, e na lista nacional de espécies ameaçadas do Ministério do Meio Ambiente (MMA), classificadas como “Quase ameaçada” e “Vulnerável”, respectivamente. Enquanto a espécie *Lutjanus jocu* esta inclusa na categoria “Dados deficientes” na lista da IUCN e na lista do MMA. Já a espécie *Hypanus guttatus* esta inclusa na categoria “Dados deficientes” da IUCN (ICMBIO, 2018; IUCN,2020). As demais espécies estão classificadas na lista da IUCN como “Menos preocupante”, representando 79,91% (1.374 indivíduos) das amostragens totais (Tabela 2).

Tabela 2 – Lista geral das famílias, espécies, vernáculos, abundância por ponto amostral, status na IUCN e MMA dos peixes capturados nos quatro pontos amostrais no estuário do município de Acaraú, no estado do Ceará, entre o período de julho/2019 a maio/2020. As famílias estão listadas em ordem evolutiva segundo Nelson (2016).

Família	Espécie	Vernáculo	Cacimbas	Boqueirão	Arpoeiras	Pontal	IUCN	MMA
Dasyatidae	<i>Hypanus guttatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Arraia-bicuda	–	1	–	–	DD	–
Elopidae	<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	Ubarana	2	–	7	–	LC	–
Megalopidae	<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	Camurupim	–	–	6	–	VU	VU
Engraulidae	<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	Manjuba sardinha	14	5	11	9	LC	–
	<i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)	Manjuba prego	–	7	7	–	LC	–
Clupeidae	<i>Lile piquitinga</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903)	Manjuba branca	13	17	86	14	LC	–
Ariidae	<i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794)	Bagre de fita	45	–	–	–	LC	–
Batrachoididae	<i>Batrachoides surinamensis</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Pacamom	–	–	–	1	LC	–
Gobiidae	<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	Amoré	4	–	3	–	LC	–
	<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	More	4	–	5	–	LC	–
Mugilidae	<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	Tainha	12	12	31	9	LC	–

Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i> Linnaeus, 1758	Tilápia	3	–	–	–	LC	–
Belonidae	<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	Zambaia	4	–	17	2	LC	–
Carangidae	<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	Charelete	–	4	5	1	LC	–
	<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	Tibiro	–	4	–	–	LC	–
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i> (Walbaum, 1792)	Bicuda	2	–	5	–	LC	–
Paralichthyidae	<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)	Solha	–	1	2	1	LC	–
	<i>Syacium micrurum</i> Ranzani, 1842	Solha	–	3	2	3	LC	–
Achiridae	<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	Solha	7	–	7	–	LC	–
Syngnathidae	<i>Hippocampus erectus</i> Perry, 1810	Cavalo-marinho	–	–	4	–	VU	VU
Uranoscopidae	<i>Astroscopus y-graecum</i> (Cuvier, 1829)	Anequim	4	–	–	–	LC	–
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	Camurim branco	13	5	25	10	LC	–
	<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	Camurim cabo-de- machado	11	12	29	6	LC	–
Gerreidae	<i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1840	Carapeba branca	6	62	90	49	LC	–
	<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird e Girard, 1855	Carapicu	96	66	91	47	LC	–

	<i>Eugerres brasilianus</i> (Cuvier, 1830)	Carapeba listrada	3	–	14	13	LC	–
Serraninae	<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Jacundá	–	–	–	4	LC	–
Epinephelidae	<i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860)	Sirigado	–	–	–	2	NT	VU
Grammistinae	<i>Rypticus saponaceus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Badejo	–	–	–	1	LC	–
Haemulidae	<i>Haemulopsis corvinaeformis</i> (Steindachner, 1802)	Coró roxo	–	5	–	–	LC	–
	<i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)	Cambuba	–	24	44	51	LC	–
Lutjanidae	<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch e Schneider, 1801)	Carapitanga	70	38	102	47	DD	DD
	<i>Lutjanus alexandrei</i> Moura e Lindeman, 2007	Caranha	20	23	61	24	LC	–
	<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	Cioba	–	16	44	14	NT	NT
Sciaenidae	<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	Pescada	5	–	4	–	LC	–
Sparidae	<i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1792)	Sargo	–	–	–	5	LC	–
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	Baiacú	9	25	12	9	LC	–
TOTAL			347	330	714	322		

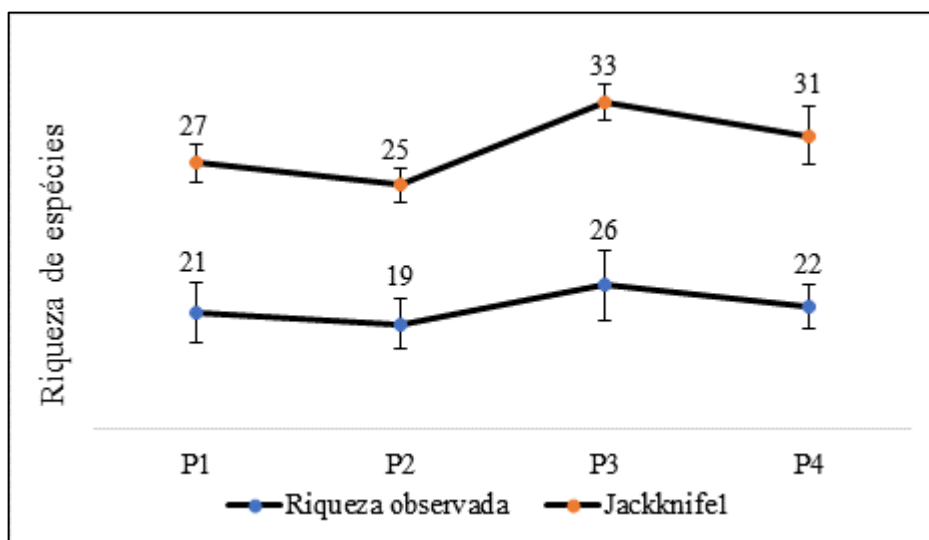
Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

DD: Dados deficientes; LC: Menos preocupante; NT: Quase ameaçada; VU: Vulnerável.

A maior riqueza de espécies foi amostrada no bosque de mangue em Arpoeiras, durante a estação seca (72,68%), com 24 espécies, enquanto as demais áreas não apresentaram diferenças significativas entre si, bem como entre as estações (Figura 5).

Porém, a curva de acumulação de espécies para cada área não se estabilizou, indicando que o esforço amostral foi considerado insuficiente para identificar a riqueza da fauna total na região. Desta forma, o número de espécies calculada pelo estimador de riqueza de espécies Jackknife1 foi de aproximadamente 27 espécies para Cacimbas (SE = 3.395258), 25 para o Boqueirão (SE = 3.1841622), 33 para Arpoeiras (SE = 3.248931) e 31 espécies para o Pontal (SE = 5.190804) (Gráfico 1).

Gráfico 1 – Riqueza de espécies observada e estimada pelo índice Jackknife1 no estuário do Rio Acaraú no período de julho de 2019 a maio de 2020.

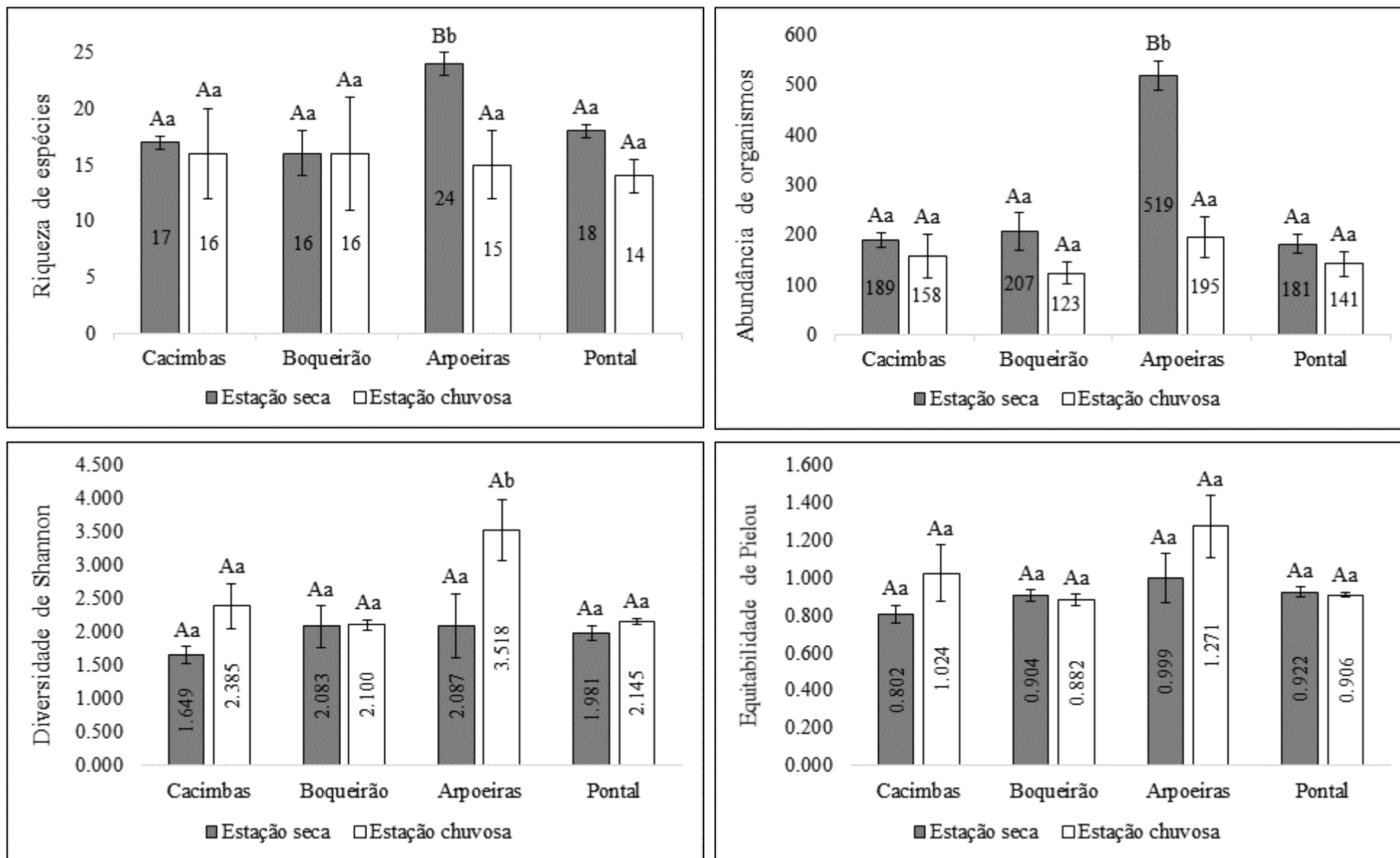


Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Os dados demonstraram que a maior abundância ocorreu durante a estação seca de Arpoeiras (72,68%), com 519 indivíduos. As demais áreas não apresentaram diferença estatística entre os pontos amostrais, bem como ao longo das estações do ano (Figura 5).

Analisando o índice de diversidade de Shannon foi observada diferença estatística apenas entre a estação chuvosa do bosque de mangue em Arpoeiras, apresentando os maiores índices em comparação com as demais áreas avaliadas. Enquanto o índice de equitabilidade de Pielou não apresentou diferenças significativas entre as áreas, em ambas as estações do ano (Figura 5).

Figura 5 – Média dos índices ecológicos da riqueza, abundância, diversidade de Shannon, equitabilidade de Pielou e erro padrão das espécies coletadas durante a estação seca e chuvosa no estuário do Rio Acaraú no período de julho/2019 a maio/2020.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Letras minúsculas diferentes representam diferença estatística ($< 0,05$) entre os pontos amostrais de uma mesma estação e letras maiúsculas diferentes representam diferença estatística entre as estações de um mesmo ponto.

4.3 Influência das variáveis ambientais nos indicadores ecológicos

A temperatura ($p = 0.02537$) e salinidade ($p = 0.0336$) variaram significativamente entre as estações do ano apenas para o bosque de mangue em Pontal, apresentando maiores valores durante a estação seca da região. As demais variáveis ambientais não apresentaram diferenças estatísticas entre as áreas ao longo das estações do ano, enquanto a cobertura vegetal e o Índice de Desenvolvimento da Paisagem (IDP) variaram significativamente entre as áreas amostradas. Os maiores valores de cobertura vegetal e IDP foram observados no bosque de mangue em Cacimbas e os menores valores em Arpoeiras (Tabela 3).

Tabela 3 – Variáveis ambientais analisadas entre as áreas amostradas no estuário do município de Acaraú, entre o período de julho/2019 a maio/2020.

Estação seca				
Variáveis ambientais	Cacimbas	Boqueirão	Arpoeiras	Pontal
Oxigênio dissolvido (mg/l)	5.3 ± 0.25 ^{Aa}	5.6 ± 0.20 ^{Aa}	5.7 ± 0.08 ^{Aa}	5.5 ± 0.08 ^{Aa}
Temperatura (°C)	31.4 ± 1.07 ^{Aa}	32.8 ± 2.47 ^{Aa}	31.4 ± 0.78 ^{Aa}	30.2 ± 0.57 ^{Aa}
Salinidade (ppm)	38.3 ± 4.4 ^{Aa}	38.8 ± 3.4 ^{Aa}	40.3 ± 4.8 ^{Aa}	39.8 ± 2.5 ^{Aa}
pH	7.9 ± 0.4 ^{Aa}	7.8 ± 0.3 ^{Aa}	7.3 ± 0.4 ^{Aa}	7.1 ± 0.3 ^{Aa}
Cobertura vegetal (ha)	340 ^{Aa}	136 ^{Ab}	16.4 ^{Ac}	30 ^{Ad}
Índice de desenvolvimento	19 ^{Aa}	14 ^{Ab}	3 ^{Ac}	11 ^{Ad}
Estação chuvosa				
Variáveis ambientais	Cacimbas	Boqueirão	Arpoeiras	Pontal
Oxigênio dissolvido (mg/l)	5.9 ± 0.08 ^{Aa}	5.4 ± 0.05 ^{Aa}	5.9 ± 0.03 ^{Aa}	5.6 ± 0.18 ^{Aa}
Temperatura (°C)	31.1 ± 1.29 ^{Aa}	30.4 ± 0.64 ^{Aa}	29.6 ± 1.21 ^{Aa}	27.1 ± 0.70 ^{Ba}
Salinidade (ppm)	25.4 ± 5.8 ^{Aa}	30.8 ± 3.1 ^{Aa}	25.9 ± 3.1 ^{Aa}	28.1 ± 2.7 ^{Ba}
pH	7.1 ± 0.2 ^{Aa}	7.3 ± 0.6 ^{Aa}	7.0 ± 0.1 ^{Aa}	6.8 ± 0.1 ^{Aa}
Cobertura vegetal (ha)	340 ^{Aa}	136 ^{Ab}	16.4 ^{Ac}	30 ^{Ad}
Índice de desenvolvimento	19 ^{Aa}	14 ^{Ab}	3 ^{Ac}	11 ^{Ad}

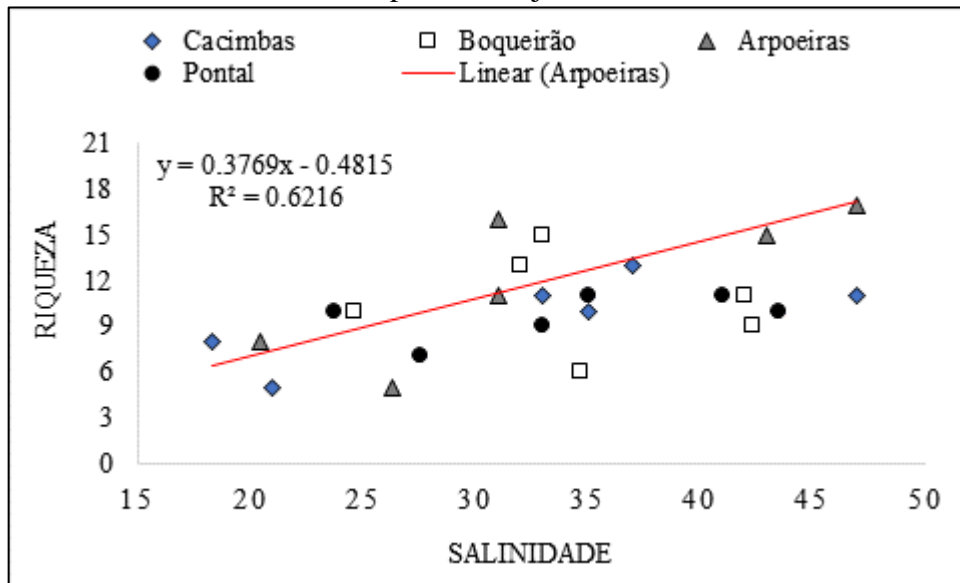
Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Letras minúsculas diferentes representam diferença estatística ($< 0,05$) entre os pontos amostrais de uma mesma estação e letras maiúsculas diferentes representam diferença estatística entre as estações de um mesmo ponto.

Por meio de regressões múltiplas foram observadas relações entre as variáveis ambientais e os índices ecológicos das quatro áreas estudadas. Logo, a salinidade foi significativamente relacionada com a riqueza ($p = 0.0101$) e abundância ($p = 0.0179$) das

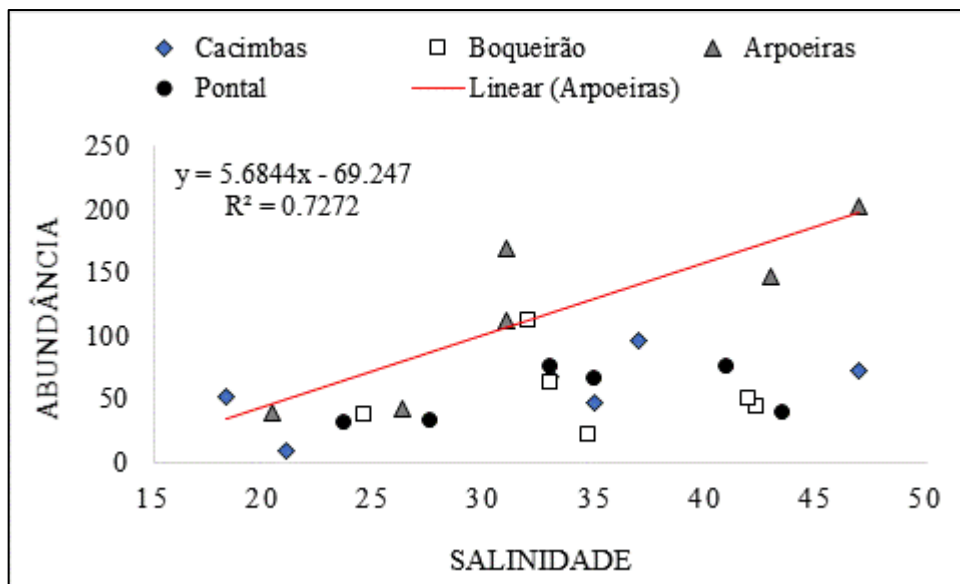
espécies amostradas, de modo que quanto maior os valores de salinidade maior os valores de riqueza e abundância dos organismos (Gráfico 2 e 3). Por outro lado, o índice de desenvolvimento apresentou relação negativa para a abundância ($p = 0.0065$), indicando que o número de indivíduos diminuiu à medida que a intensidade antropogênica em cada área aumentou (Gráfico 4).

Gráfico 2 – Relação entre a variação da salinidade e a riqueza de espécies do estuário do Rio Acaraú no período de julho de 2019 a maio de 2020.



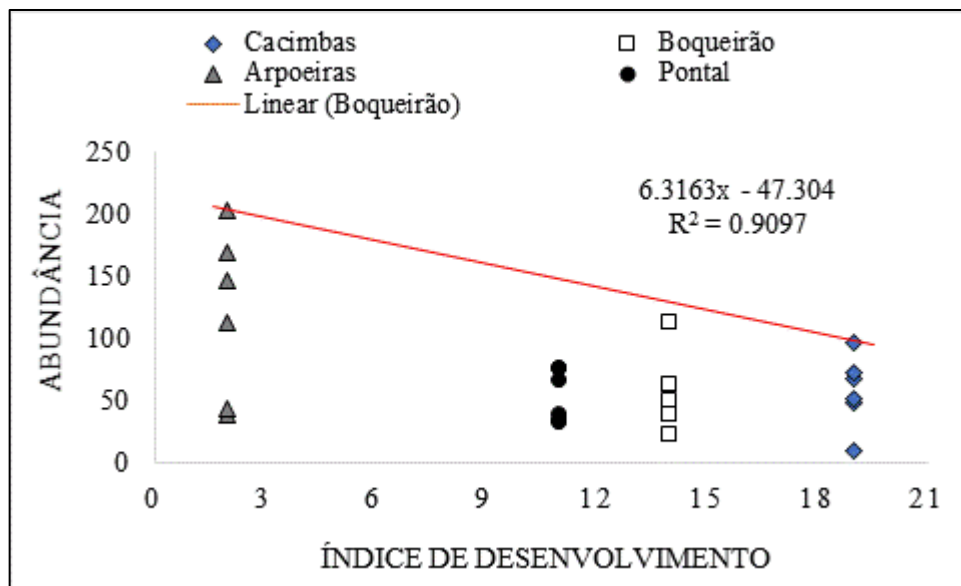
Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Gráfico 3 – Relação entre a variação da salinidade e a abundância de indivíduos de cada espécie no estuário do Rio Acaraú no período de julho de 2019 a maio de 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Gráfico 4 – Relação entre o índice de desenvolvimento e a abundância de indivíduos em cada área no estuário do Rio Acaraú no período de julho de 2019 a maio de 2020.

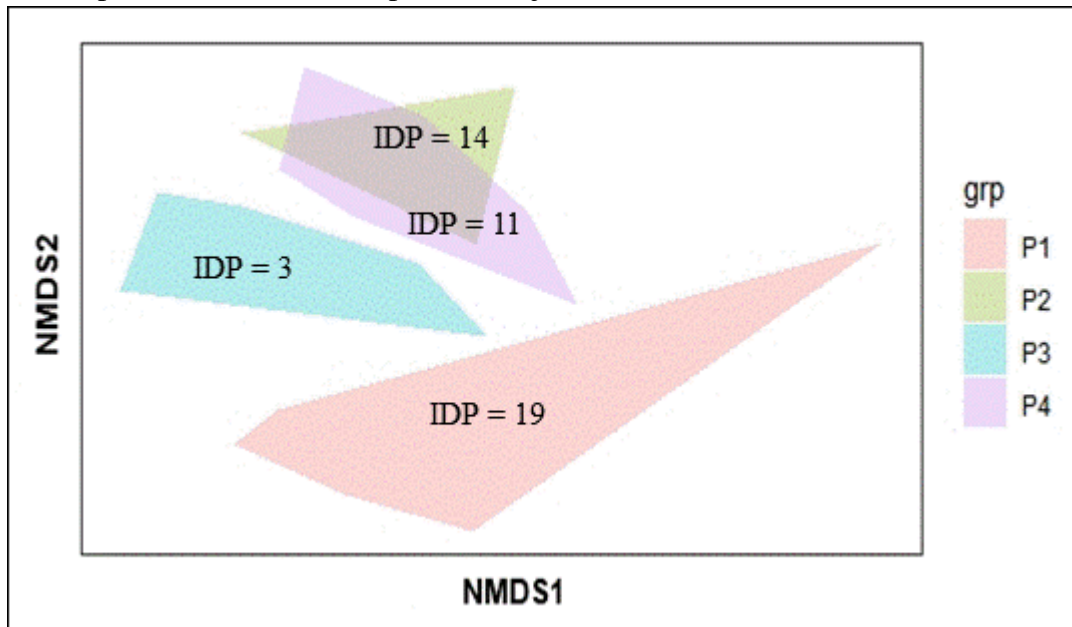


Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Por sua vez, o Escalonamento Multidimensional não Métrico (nMDS) apresentou uma nítida diferenciação na abundância das espécies entre as áreas amostradas, formando três grupos distintos (stress = 0,153) (Gráfico 5). Após a análise PERMANOVA constatou-se que a diferença entre as quatro áreas foi significativa ($R^2 = 0.27447$; $p = 0.000999$). No entanto, o ordenamento sazonal das amostras em cada bosque de mangue, baseado na abundância das espécies, não gerou grupos distintos (stress = 0,172).

A formação de cada grupo se deu com base no estado de conservação que cada área apresentou, representadas neste estudo por meio dos valores de Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem (IDP). Deste modo, o primeiro grupo foi formado exclusivamente pela ictiofauna do bosque de mangue em Cacimbas, com o maior índice de desenvolvimento (IDP = 19). O segundo grupo foi formado exclusivamente pela ictiofauna do bosque de mangue em Arpoeiras, com o menor índice de desenvolvimento dentre as áreas avaliadas (IDP = 3). Por fim, o terceiro grupo foi formado pela ictiofauna dos bosques de mangue em Boqueirão (IDP = 14) e Pontal (IDP = 11) com índices de desenvolvimento intermediários e semelhantes entre si.

Gráfico 5 – Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) com índice de dissimilaridade de Bray-Curtis para a abundância de espécies no estuário do município de Acaraú, entre o período de julho/2019 a maio/2020.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

IDP – Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem; P1 – Cacimbas; P2 – Boqueirão; P3 – Arpoeiras; P4 – Pontal.

4.4 Status de ocupação das espécies

Com base nos valores de abundância relativa e frequência de ocorrência, foi possível verificar o status de ocupação das espécies em sua respectiva área. Os dados mostraram que, o bosque de mangue em Cacimbas apresentou quatro espécies dominantes (66,57%), uma espécie intermediária (2,02%) e 16 espécies raras (31,41%). O bosque de mangue em Boqueirão apresentou cinco espécies dominantes (64,84%), cinco espécies intermediárias (24,54%) e nove espécies raras (10,61%). O bosque de mangue em Arpoeiras apresentou sete espécies dominantes (62,74%), três espécies intermediárias (21,61%) e 16 espécies raras (15,54%). Enquanto o bosque de mangue em Pontal apresentou cinco espécies dominantes (61,49%), uma espécie intermediária (4,34%) e 16 espécies raras (34,17) (Tabela 4).

Tabela 4 – Status de ocupação das espécies amostradas no estuário do município de Acaraú, no estado do Ceará, entre o período de julho/2019 a maio/2020.

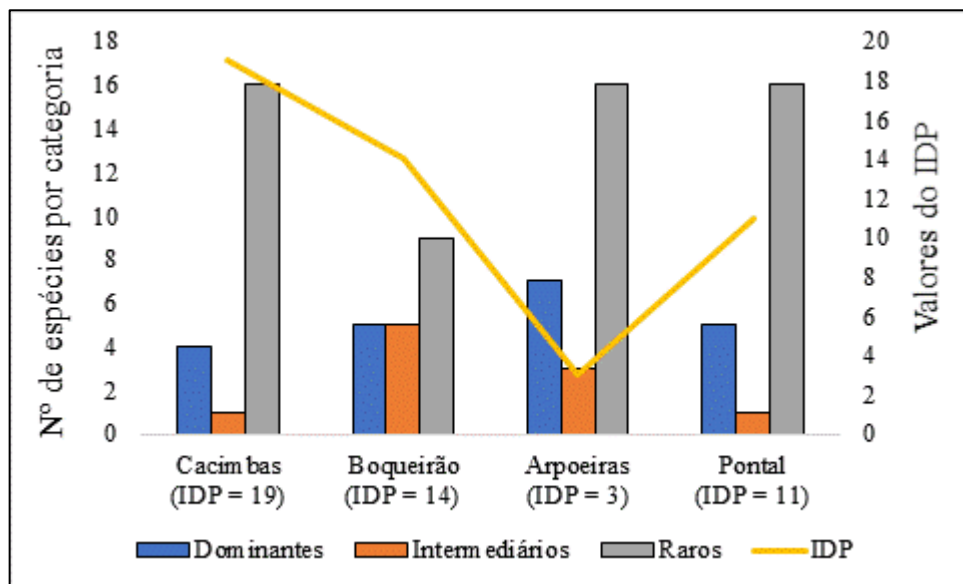
ESPÉCIES	CACIMBAS	BOQUEIRÃO	ARPOEIRAS	PONTAL
<i>H. guttatus</i>	–	RA (01)	–	–
<i>E. saurus</i>	RA (02)	–	RA (07)	–
<i>M. atlanticus</i>	–	–	RA (06)	–
<i>C. edentulus</i>	RA (14)	RA (05)	RA (11)	RA (09)
<i>L. batesii</i>	–	RA (07)	RA (07)	–
<i>L. piquitinga</i>	RA (13)	IN (17)	IN (86)	RA (14)
<i>S. herzbergii</i>	DO (45)	–	–	–
<i>B. surinamensis</i>	–	–	–	RA (01)
<i>G. oceanicus</i>	RA (04)	–	RA (03)	–
<i>B. soporator</i>	RA (04)	–	RA (05)	–
<i>M. curema</i>	RA (12)	IN (12)	DO (31)	RA (09)
<i>O. niloticus</i>	RA (03)	–	–	–
<i>S. timucu</i>	RA (04)	–	RA (17)	RA (02)
<i>C. latus</i>	–	RA (04)	RA (05)	RA (01)
<i>O. palometa</i>	–	RA (04)	–	–
<i>S. barracuda</i>	RA (02)	–	RA (05)	–
<i>P. brasiliensis</i>	–	RA (01)	RA (02)	RA (01)
<i>S. micrurum</i>	–	RA (03)	RA (02)	RA (03)
<i>T. paulistanus</i>	IN (07)	–	RA (07)	–
<i>H. erectus</i>	–	–	RA (04)	–
<i>A. y-graecum</i>	RA (04)	–	–	–
<i>C. parallelus</i>	RA (13)	RA (05)	IN (25)	RA (10)
<i>C. undecimalis</i>	RA (11)	IN (12)	DO (29)	RA (06)
<i>D. auratus</i>	RA (06)	DO (62)	DO (90)	DO (49)
<i>E. argenteus</i>	DO (96)	DO (66)	DO (91)	DO (47)
<i>E. brasilianus</i>	RA (03)	–	RA (14)	RA (13)
<i>D. radiale</i>	–	–	–	RA (04)
<i>M. bonaci</i>	–	–	–	RA (02)
<i>R. saponaceus</i>	–	–	–	RA (01)
<i>H. corvinaeformis</i>	–	RA (05)	–	–
<i>H. parra</i>	–	IN (24)	IN (44)	DO (51)
<i>L. jocu</i>	DO (70)	DO (38)	DO (102)	DO (47)
<i>L. alexandrei</i>	DO (20)	DO (23)	DO (61)	DO (24)
<i>L. analis</i>	–	IN (16)	DO (44)	IN (14)
<i>S. brasiliensis</i>	RA (05)	–	RA (04)	–
<i>A. probatocephalus</i>	–	–	–	RA (05)
<i>S. testudineus</i>	RA (09)	DO (25)	RA (12)	RA (09)

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

DO – Dominantes; IN – Intermediários; RA – Raras.

Ao comparar o status de ocupação das espécies em cada área foi possível identificar padrões de distribuição da ictiofauna. As análises de regressão múltiplas revelaram uma relação positiva entre o Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem (IDP) e a abundância de espécies dominantes. De modo geral, o número de espécies dominantes aumentou à medida que os valores do IDP das áreas amostradas diminuíram (SE = 2.9608; p = 0.000). As espécies com dominância intermediárias (SE = 1.1124; p = 0.303) e raras (SE = 1.2327; p = 0.279) não apresentaram padrões de distribuição significativos ao longo do gradiente de conservação estudado (Gráfico 6). Dentre as espécies amostradas, somente *Eucinostomus argenteus*, *Diapterus auratus*, *Lutjanus jocu* e *Lutjanus alexandrei* foram dominantes nos quatro bosques.

Gráfico 6 – Status de ocupação das espécies registradas no estuário do rio Acaraú, entre o período de julho/2019 a maio/2020.

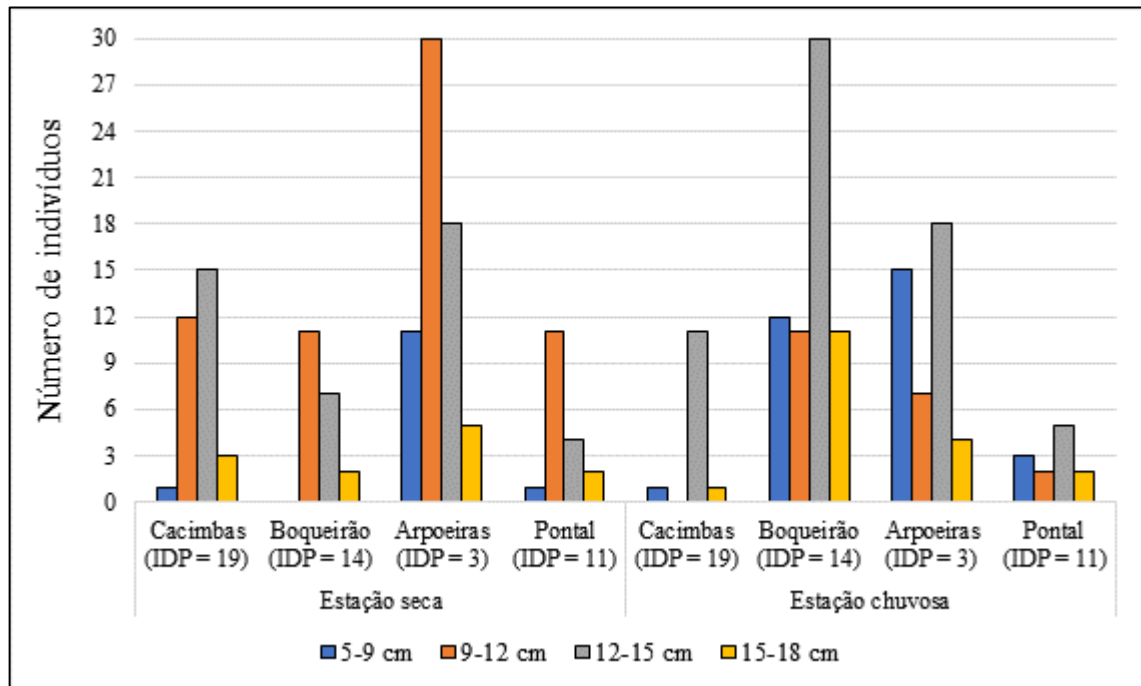


Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

4.5 Classes de comprimento

As classes de comprimento mais representativas para a espécie *Lutjanus jocu* (257 indivíduos) foram de 9 – 12, com 120 indivíduos e 12 – 15 centímetros, com 90 indivíduos. Somadas, essas duas classes de comprimento apresentaram 81,71% das amostragens dessa espécie. O teste ANOVA não registrou diferenças significativas no tamanho (SE = 1.3026; p = 0.2976) e abundância (SE = 0.0013; p = 0.9834) dos indivíduos entre as estações (Gráfico 7). Entre os bosques de mangue também não foram observadas diferenças no tamanho dos indivíduos (SE = 2.3503; p = 0.0886).

Gráfico 7 – Classes de comprimento, intervalo (cm) e número de indivíduos de *Lutjanus jocu* coletados no estuário do Rio Acaraú.

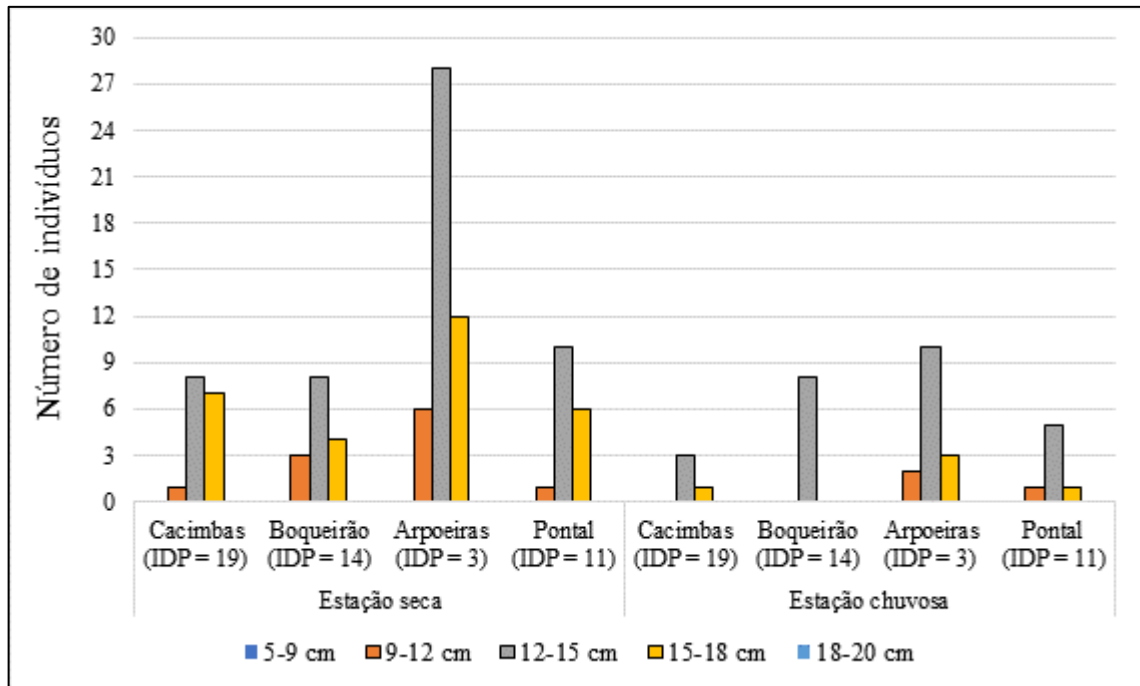


Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

IDP – Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem.

Para *Lutjanus alexandrei* (138 indivíduos), as classes de comprimento mais representativa foram de 12 – 15 centímetros, com 80 indivíduos e de 15 – 18, com 34 indivíduos. Somadas, essas duas classes de comprimento apresentaram 89,85% das amostragens dessa espécie. O teste ANOVA não registrou diferenças estatísticas significativas no tamanho (SE = 0.9936; $p = 0.4216$) e abundância (SE = 3.3582; $p = 0.07472$) dos indivíduos entre as estações (Gráfico 8). Entre os bosques de mangue também não foram observadas diferenças significativas no tamanho dos indivíduos (SE = 1.3623; $p = 0.2698$).

Gráfico 8 – Classes de comprimento, intervalo (cm) e número de indivíduos de *Lutjanus alexandrei* coletados no estuário do Rio Acaraú.

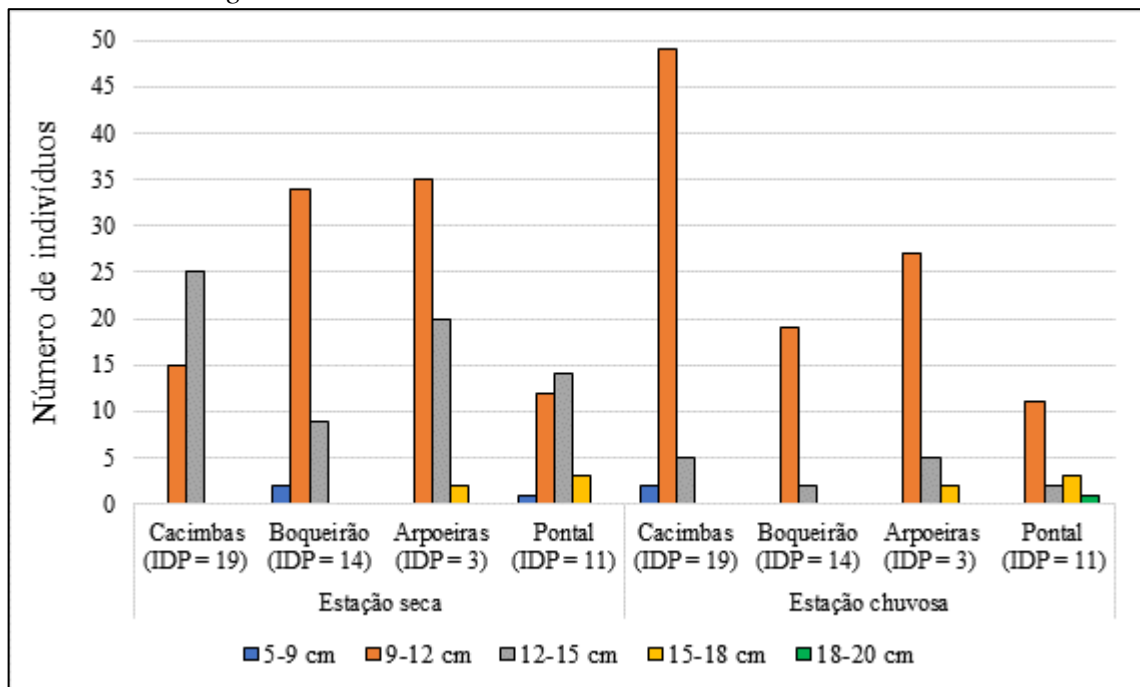


Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

IDP – Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem.

As maiores abundâncias de *Eucinostomus argenteus* (300 indivíduos) foram observadas nas classes de comprimento de 9 – 12, com 202 indivíduos e 12 – 15 centímetros, com 82 indivíduos. Somadas, essas duas classes de comprimento apresentaram 94,66% das amostragens dessa espécie. O teste ANOVA não registrou diferenças estatísticas significativas no tamanho (SE = 0.1603; p = 0.9215) e abundância (SE = 0.3369; p = 0.5651) dos indivíduos entre as estações (Gráfico 9). Entre os bosques de mangue também não foram observadas diferenças no tamanho dos indivíduos (SE = 0.3502; p = 0.7892).

Gráfico 9 – Classes de comprimento, intervalo (cm) e número de indivíduos de *Eucinostomus argenteus* coletados no estuário do Rio Acaraú.

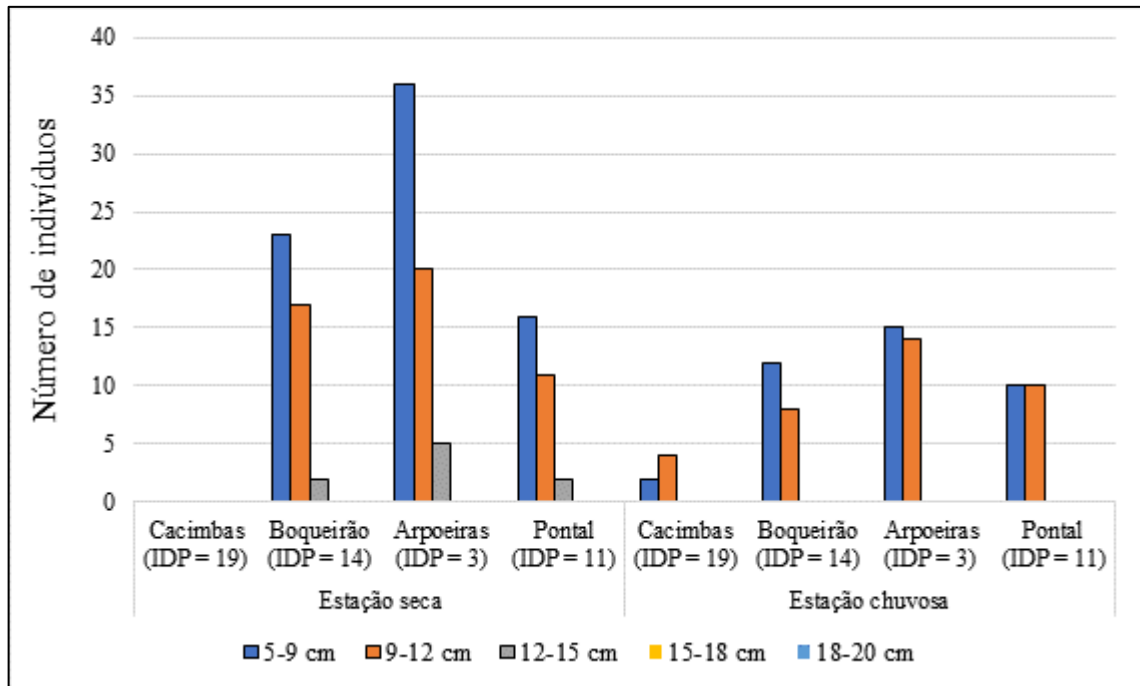


Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

IDP – Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem.

Para *Diapterus auratus* (207 indivíduos), as classes de comprimento mais representativa foram de 9 – 12 centímetros, com 114 indivíduos e de 12 – 15, com 84 indivíduos. Somadas, essas duas classes de comprimento apresentaram 95,65% das amostragens dessa espécie. O teste ANOVA não registrou diferenças estatísticas significativas no tamanho (SE = 0.9754; $p = 0.5278$) e abundância (SE = 0.6484; $p = 0.444$) dos indivíduos entre as estações (Gráfico 10). Entre os bosques de mangue também não foram observadas diferenças significativas no tamanho dos indivíduos (SE = 1.2668; $p = 0.3192$).

Gráfico 10 – Classes de comprimento, intervalo (cm) e número de indivíduos de *Diapterus auratus* coletados no estuário do Rio Acaraú.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

IDP – Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem.

De acordo com os dados, não houve diferença no tamanho dos indivíduos entre as áreas amostradas e entre as estações do ano. Para as espécies *Lutjanus jocu*; *Lutjanus alexandrei* e *Diapterus auratus*, a maior abundância de peixes foi observada no bosque de mangue em Arpoeiras, a área mais conservada dentre as demais (IDP = 3). No entanto, a espécie *Eucinostomus argenteus* seguiu o caminho inverso, obtendo a maior abundância no bosque de mangue em Cacimbas, com o maior índice de desenvolvimento da região (IDP = 19).

4.6 Índice de repleção estomacal (IRE)

Com exceção da espécie *Diapterus auratus* (SE = 11.155; p = 0.0031), que não apresentou representantes no bosque de mangue em Cacimbas, na estação seca, as demais espécies dominantes não apresentaram diferenças sazonais no índice de repleção estomacal (IRE) durante as amostragens. Entre os bosques de mangue avaliados, o IRE para *Lutjanus jocu* (SE = 1.653; p = 0.0001224), *Lutjanus alexandrei* (SE = 4.4545; p = 0.04641), *Eucinostomus argenteus* (SE = 2.1876; p = 0.03728) e *Diapterus auratus* (SE = 11.155; p = 0.0031) apresentaram os maiores valores nos bosques de mangue com menor IDP, ou seja, mais conservados (Tabela 5). As demais variáveis ambientais não apresentaram relações significativas com os valores de IRE.

Tabela 5 – Índice de repleção estomacal e erro padrão das espécies dominantes comuns as quatro áreas amostradas no estuário do rio Acaraú-CE.

Espécie	Estação seca			
	Cacimbas (IDP = 19)	Boqueirão (IDP = 14)	Arpoeiras (IDP = 3)	Pontal (IDP = 11)
<i>L. jocu</i>	2.784 ± 0.166 ^{Aa}	2.992 ± 0.130 ^{Aa}	3.982 ± 0.154 ^{Ab}	3.215 ± 0.118 ^{Aa}
<i>L. alexandrei</i>	2.649 ± 0.150 ^{Aa}	2.777 ± 0.189 ^{Aa}	4.091 ± 0.106 ^{Ab}	2.967 ± 0.169 ^{Aa}
<i>E. argenteus</i>	3.007 ± 0.214 ^{Aa}	3.064 ± 0.199 ^{Aa}	3.876 ± 0.113 ^{Ab}	3.142 ± 0.106 ^{Aa}
<i>D. auratus</i>	0 ^{Aa}	5.926 ± 0.457 ^{Ab}	4.719 ± 0.801 ^{Ab}	4.225 ± 0.174 ^{Ab}
Espécie	Estação chuvosa			
	Cacimbas (IDP = 19)	Boqueirão (IDP = 14)	Arpoeiras (IDP = 3)	Pontal (IDP = 11)
<i>L. jocu</i>	2.817 ± 0.082 ^{Aa}	3.064 ± 0.277 ^{Aa}	3.929 ± 0.170 ^{Ab}	3.192 ± 0.102 ^{Aa}
<i>L. alexandrei</i>	2.742 ± 0.252 ^{Aa}	2.902 ± 0.193 ^{Aa}	3.964 ± 0.205 ^{Ab}	2.924 ± 0.100 ^{Aa}
<i>E. argenteus</i>	2.905 ± 0.078 ^{Aa}	3.002 ± 0.295 ^{Aa}	3.893 ± 0.148 ^{Ab}	3.130 ± 0.382 ^{Aa}
<i>D. auratus</i>	3.764 ± 0.229 ^{Aa}	4.657 ± 0.400 ^{Aa}	3.310 ± 0.142 ^{Aa}	3.179 ± 0.184 ^{Aa}

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

IDP – Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem. Letras minúsculas diferentes representam diferença estatística (< 0,05) entre os pontos amostrais de uma mesma estação e letras maiúsculas diferentes representam diferença estatística entre as estações de um mesmo ponto.

Em média, os indivíduos de *Lutjanus jocu*, *Lutjanus alexandrei*, *Eucinostomus argenteus* e *Diapterus auratus* apresentaram os estômagos 75% cheios nos bosques de mangue em Cacimbas, Boqueirão e Pontal. Enquanto no bosque de mangue em Arpoeiras as espécies apresentaram os estômagos 100% cheios.

4.7 Uso do habitat

Ao longo do período amostral foram identificadas cinco espécies com gônadas maduras: *Batrachoides surinamensis*, *Lile piquitinga*, *Lycengraulis batesii*, *Sphoeroides testudineus* e *Strongylura timucu*. Destas, as maiores abundâncias de exemplares com gônadas maduras foram observadas durante a estação seca, compreendendo 89,43% das amostragens. A espécie *Lile piquitinga* foi a mais representativa (65,85%), sendo comum a três áreas, com exceção do bosque de mangue em Boqueirão (IDP = 14). Considerando individualmente cada área, o bosque de mangue em Arpoeiras (IDP = 3), apresentou a maior abundância relativa de espécies aptas à reprodução (74,79%). As áreas em Pontal (10,56%; IDP = 11), em Cacimbas (9,75%; IDP = 19) e Boqueirão (4,87%; IDP = 14) apresentaram riqueza e abundância menores

que no bosque de mangue em Arpoeirás (Tabela 6). A maior dominância no estuário foi dos indivíduos jovens, correspondendo a 92,81% da abundância total das amostragens.

Tabela 6 – Espécies com gônadas maduras coletadas nas quatro áreas amostradas no estuário do Rio Acaraú, entre o período de julho/2019 a maio/2020.

Estação seca				
Espécie	Cacimbas (IDP = 19)	Boqueirão (IDP = 14)	Arpoeirás (IDP = 3)	Pontal (IDP = 11)
<i>B. surinamensis</i>	–	–	–	1
<i>L. piquitinga</i>	5	–	61	3
<i>L. batesii</i>	–	–	7	–
<i>S. testudineus</i>	–	5	5	–
<i>S. timucu</i>	4	–	17	2
Estação chuvosa				
Espécie	Cacimbas (IDP = 19)	Boqueirão (IDP = 14)	Arpoeirás (IDP = 3)	Pontal (IDP = 11)
<i>B. surinamensis</i>	–	–	–	–
<i>L. piquitinga</i>	4	–	2	7
<i>L. batesii</i>	–	4	–	–
<i>S. testudineus</i>	–	–	–	–
<i>S. timucu</i>	–	–	–	–

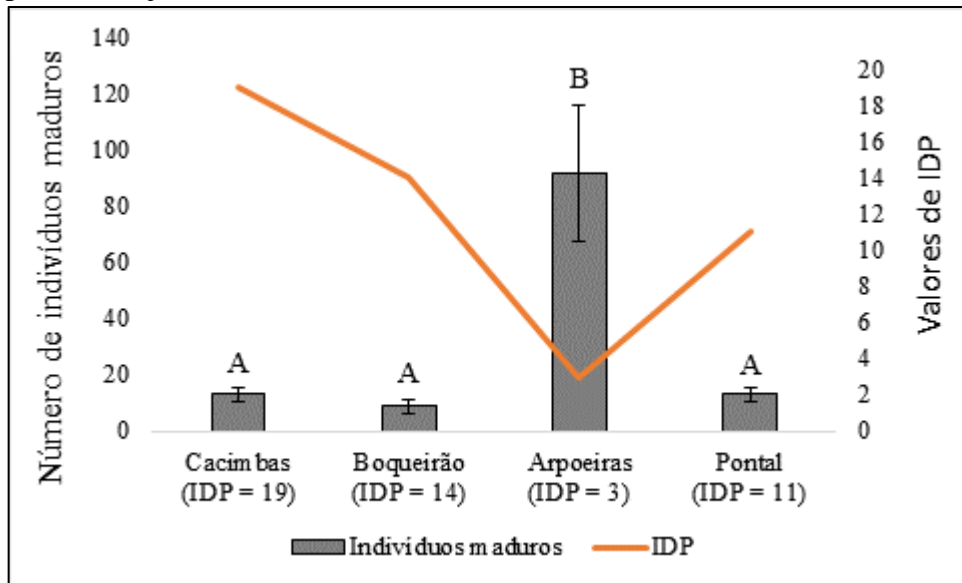
Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

IDP – Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem.

As análises de regressão múltiplas registraram relações positivas entre a abundância de indivíduos maduros (SE = 9.7196; p = 0.005014) e jovens (SE = 13.041; p = 0.001549) com o IDP. De modo geral, o número de indivíduos para cada respectivo estágio de maturação foi maior para os bosques de mangue com os menores valores de IDP, ou seja, as áreas mais conservadas (Gráficos 11 e 12). As demais variáveis ambientais não apresentaram relações estatísticas significativas com a abundância de indivíduos.

As maiores abundâncias, para ambos os estágios de maturação, foram observadas durante a estação seca. Entre os bosques de mangue, as maiores abundâncias ocorreram no bosque de mangue em Arpoeirás.

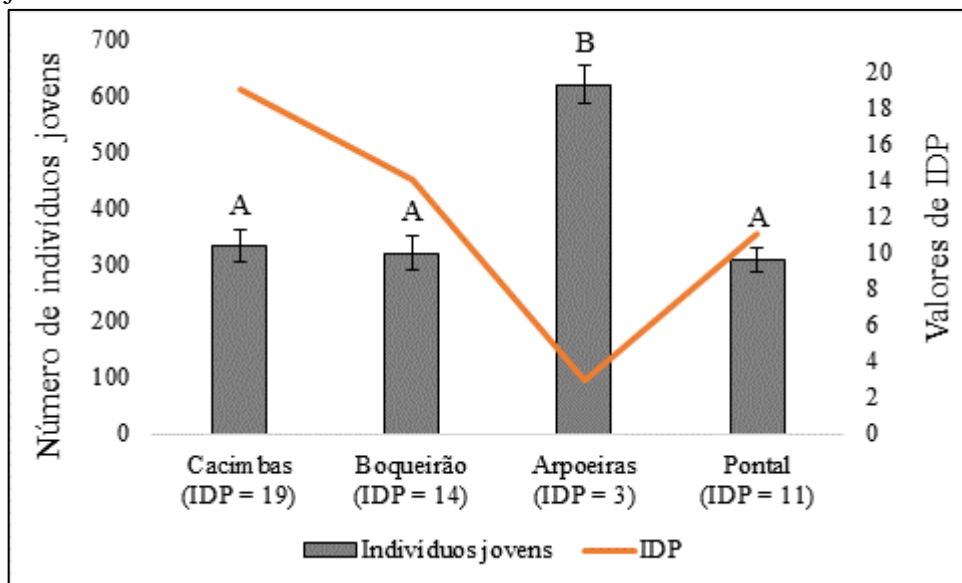
Gráfico 11 – Abundância e erro padrão dos indivíduos com gônadas maduras coletados durante a estação seca e chuvosa no estuário do Rio Acaraú no período de julho de 2019 a maio de 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

IDP – Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem. Letras maiúsculas diferentes representam diferença estatística ($< 0,05$) entre os pontos amostrais.

Gráfico 12 – Abundância e erro padrão dos indivíduos jovens coletados durante a estação seca e chuvosa no estuário do Rio Acaraú no período de julho de 2019 a maio de 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

IDP – Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem. Letras maiúsculas diferentes representam diferença estatística ($< 0,05$) entre os pontos amostrais.

4.8 Relação peso-comprimento

Para ambas as estações, os coeficientes de alometria ($b = \theta$) para as espécies avaliadas: *Lutjanus jocu*, *Lutjanus alexandrei*, *Eucinostomus argenteus* e *Diapterus auratus* foram estatisticamente semelhantes a três ($b = 3$) para nos bosques de mangue em Cacimbas, Boqueirão e Pontal, indicando crescimento isométrico para esses indivíduos. Contudo, no bosque de mangue em Arpoeiras o crescimento dos espécimes foi alométrico positivo ($b > 3$), indicando que as condições alimentares para a área com o menor valor de IDP foi melhor que nas áreas mais degradadas. Os resultados obtidos revelaram que as quatro áreas amostradas foram favoráveis para o crescimento e higidez das três espécies avaliadas (Tabela 7).

Tabela 7 – Coeficientes de alometria e erro padrão das espécies dominantes comuns as quatro áreas amostradas no estuário do Rio Acaraú no período de julho de 2019 a maio de 2020.

Espécie	Estação seca			
	Cacimbas (IDP = 19)	Boqueirão (IDP = 14)	Arpoeiras (IDP = 3)	Pontal (IDP = 11)
<i>L. jocu</i>	2.924 ± 0.053	3.167 ± 0.146	3.564 ± 1.053*	2.997 ± 0.164
<i>L. alexandrei</i>	2.997 ± 0.188	2.754 ± 0.077	3.231 ± 0.100*	2.957 ± 0.117
<i>E. argenteus</i>	3.042 ± 0.108	3.032 ± 0.206	3.586 ± 0.081*	3.063 ± 0.046
<i>D. auratus</i>	0	3.684 ± 0.915	3.481 ± 0.934*	3.2024 ± 1.034
Espécie	Estação chuvosa			
	Cacimbas (IDP = 19)	Boqueirão (IDP = 14)	Arpoeiras (IDP = 3)	Pontal (IDP = 11)
<i>L. jocu</i>	2.776 ± 0.950	3.186 ± 0.309	3.327 ± 0.219*	2.949 ± 0.971
<i>L. alexandrei</i>	3.114 ± 0.073	3.038 ± 0.041	3.354 ± 0.011*	3.084 ± 0.021
<i>E. argenteus</i>	2.889 ± 0.126	2.792 ± 0.282	3.285 ± 0.007*	3.001 ± 0.115
<i>D. auratus</i>	3.106 ± 1.200	2.578 ± 1.020	3.597 ± 0.647*	3.102 ± 1.125

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

* representa diferença estatística ($p < 0.05$) do valor de crescimento isométrico ($b = 3$).

4.9 Captura por unidade de esforço (CPUE)

Comparando entre as estações, constatou-se que a estação seca apresentou os maiores valores de CPUE, compreendendo aproximadamente 66,33% da biomassa total amostrada nesse estudo. Contudo, somente os bosques de mangue em Arpoeiras ($p = 0.01207$;

SE = 19.002) e Pontal ($p = 0.0265$; SE = 11.775) apresentaram médias estatisticamente maiores durante a estação seca, enquanto os bosques de mangue em Cacimbas ($p = 0.5987$; SE = 0.3257) e Boqueirão ($p = 0.2151$; SE = 2.166) não diferiram entre as estações (Tabela 8).

Tabela 8 – Média da biomassa (g) por lance de tarrafa e erro padrão das áreas amostradas durante a estação seca e chuvosa no estuário do Rio Acaraú.

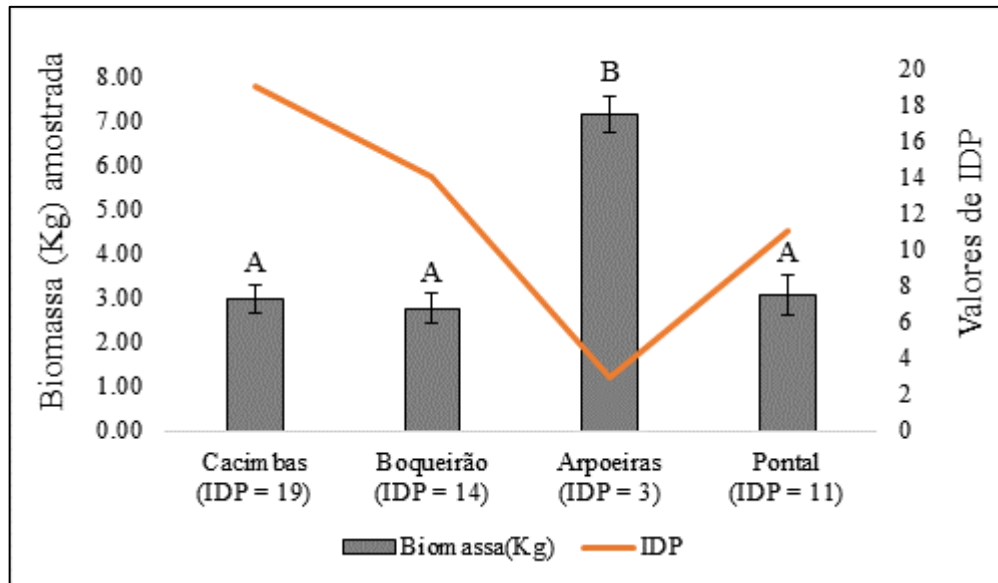
Bosques de mangue	CPUE (g)		Biomassa (Kg) = soma das CPUE's x 25
	Estação seca	Estação chuvosa	
Cacimbas	66.13 ± 3.41 ^{Aa}	53.20 ± 2.61 ^{Aa}	2.983
Boqueirão	68.61 ± 3.41 ^{Aa}	42.18 ± 3.54 ^{Aa}	2.769
Arpoeiras	211.52 ± 4.24 ^{Bb}	75.16 ± 3.96 ^{Aa}	7.167
Pontal	78.34 ± 6.90 ^{Ca}	44.94 ± 2.37 ^{Aa}	3.082
TOTAL	424.60	215.48	16.001

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Letras minúsculas diferentes representam diferença estatística ($< 0,05$) entre os pontos amostrais de uma mesma estação e letras maiúsculas diferentes representam diferença estatística entre as estações de um mesmo ponto.

De modo geral, o bosque de mangue em Arpoeiras apresentou a maior biomassa capturada (7.167 Kg), seguido pelo bosque em Pontal (3.082 Kg), Cacimbas (2.983 Kg) e Boqueirão (2.769 Kg). Por meio dos dados obtidos foi possível verificar que houve uma relação direta entre a CPUE e o Índice de Desenvolvimento da paisagem (SE = 11.046; $p = 0.003085$), de modo que a biomassa amostrada em cada ponto aumentou à medida que a influência antropogênica (IDP) em cada área diminuiu (Gráfico 13). As demais variáveis ambientais não apresentaram nenhuma relação direta com os valores de CPUE entre as áreas.

Gráfico 13 – Biomassa (Kg) por área amostrada no estuário do rio Acaraú, entre o período de julho/2019 a maio/2020.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

IDP – Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem.

4.10 Categorias ecológicas do estuário

Para o bosque de mangue em Cacimbas a categoria “marinha dependente” (MD) representou 15,41% das amostragens totais, em Boqueirão representou 15,41%, em Arpoeiras representou 36,66%, enquanto em Pontal representou 14,01%. Para a categoria “marinha visitante” (MV), no bosque de mangue em Cacimbas, a abundância relativa correspondeu a 1,05%, em Boqueirão correspondeu a 2,39%, em Arpoeiras correspondeu a 3,61% e em Pontal correspondeu a 4,20%. Para a categoria “residente” (RE), o bosque de mangue em Cacimbas representou 3,61% dos espécimes amostrados, em Boqueirão representou 1,45%, em Arpoeiras representou 1,40% e em Pontal representou 0,58%. Para a categoria “limnética visitante” foi observada apenas 1 espécie no bosque de mangue em Cacimbas, compreendendo 0,17% das amostragens (Figura 6).

Figura 6 – Indivíduos pertencentes as guildas ambientais amostradas no estuário do município de Acaraú, no estado do Ceará, entre o período de julho/2019 a maio/2020.

CACIMBAS – Nº 347		BOQUEIRÃO – Nº 330	
1 - <i>Elops saurus</i> (2)	MD	1 - <i>Hypanus guttatus</i> (1)	MD
2 - <i>Cetengraulis edentulus</i> (14)	MV	2 - <i>Cetengraulis edentulus</i> (5)	MV
3 - <i>Lile piquitinga</i> (13)	MD	3 - <i>Lycengraulis batesii</i> (7)	MV
4 - <i>Sciades herzbergii</i> (45)	RE	4 - <i>Lile piquitinga</i> (17)	MD
5 - <i>Gobionellus oceanicus</i> (4)	RE	5 - <i>Mugil curema</i> (12)	MD
6 - <i>Bathygobius soporator</i> (4)	RE	6 - <i>Caranx latus</i> (4)	MD
7 - <i>Mugil curema</i> (12)	MD	7 - <i>Oligoplites palometa</i> (4)	MD
8 - <i>Oreochromis niloticus</i> (3)	LV	8 - <i>Paralichthys brasiliensis</i> (1)	MD
9 - <i>Strongylura timucu</i> (4)	MD	9 - <i>Syacium micrurum</i> (3)	MD
10 - <i>Sphyraena barracuda</i> (2)	MD	10 - <i>Centropomus parallelus</i> (5)	MD
11 - <i>Trinectes paulistanus</i> (7)	MD	11 - <i>Centropomus undecimalis</i> (12)	MD
12 - <i>Astroscopus y-graecum</i> (4)	MV	12 - <i>Diapterus auratus</i> (62)	MD
13 - <i>Centropomus parallelus</i> (13)	MD	13 - <i>Eucinostomus argenteus</i> (66)	MD
14 - <i>Centropomus undecimalis</i> (11)	MD	14 - <i>Haemulopsis corvinaeformis</i> (5)	MV
15 - <i>Diapterus auratus</i> (6)	MD	15 - <i>Haemulon parra</i> (24)	MV
16 - <i>Eucinostomus argenteus</i> (96)	MD	16 - <i>Lutjanus jocu</i> (38)	MD
17 - <i>Eugerres brasilianus</i> (3)	MD	17 - <i>Lutjanus alexandrei</i> (23)	MD
18 - <i>Lutjanus jocu</i> (70)	MD	18 - <i>Lutjanus analis</i> (16)	MD
19 - <i>Lutjanus alexandrei</i> (20)	MD	19 - <i>Sphoeroides testudineus</i> (25)	RE
20 - <i>Stellifer brasiliensis</i> (5)	MD		
21 - <i>Sphoeroides testudineus</i> (9)	RE		
ARPOEIRAS – Nº 714		PONTAL – Nº 322	
1 - <i>Elops saurus</i> (7)	MD	1 - <i>Cetengraulis edentulus</i> (9)	MV
2 - <i>Megalops atlanticus</i> (6)	MD	2 - <i>Lile piquitinga</i> (14)	MD
3 - <i>Cetengraulis edentulus</i> (11)	MV	3 - <i>Batrachoides surinamensis</i> (1)	RE
4 - <i>Lycengraulis batesii</i> (7)	MV	4 - <i>Mugil curema</i> (9)	MD
5 - <i>Lile piquitinga</i> (86)	MD	5 - <i>Strongylura timucu</i> (2)	MD
6 - <i>Gobionellus oceanicus</i> (3)	RE	6 - <i>Caranx latus</i> (1)	MD
7 - <i>Bathygobius soporator</i> (5)	RE	7 - <i>Paralichthys brasiliensis</i> (1)	MD
8 - <i>Mugil curema</i> (31)	MD	8 - <i>Syacium micrurum</i> (3)	MD
9 - <i>Strongylura timucu</i> (17)	MD	9 - <i>Centropomus parallelus</i> (10)	MD
10 - <i>Caranx latus</i> (5)	MD	10 - <i>Centropomus undecimalis</i> (6)	MD
11 - <i>Sphyraena barracuda</i> (5)	MD	11 - <i>Diapterus auratus</i> (49)	MD
12 - <i>Paralichthys brasiliensis</i> (2)	MD	12 - <i>Eucinostomus argenteus</i> (47)	MD
13 - <i>Syacium micrurum</i> (2)	MD	13 - <i>Eugerres brasilianus</i> (13)	MD
14 - <i>Trinectes paulistanus</i> (7)	MD	14 - <i>Diplectrum radiale</i> (4)	MV
15 - <i>Hippocampus erectus</i> (4)	RE	15 - <i>Mycteroperca bonaci</i> (2)	MV
16 - <i>Centropomus parallelus</i> (25)	MD	16 - <i>Rypticus saponaceus</i> (1)	MV
17 - <i>Centropomus undecimalis</i> (29)	MD	17 - <i>Haemulon parra</i> (51)	MV
18 - <i>Diapterus auratus</i> (90)	MD	18 - <i>Lutjanus jocu</i> (47)	MD
19 - <i>Eucinostomus argenteus</i> (91)	MD	19 - <i>Lutjanus alexandrei</i> (24)	MD
20 - <i>Eugerres brasilianus</i> (14)	MD	20 - <i>Lutjanus analis</i> (14)	MD
21 - <i>Haemulon parra</i> (44)	MV	21 - <i>Archosargus probatocephalus</i> (5)	MV
22 - <i>Lutjanus jocu</i> (102)	MD	22 - <i>Sphoeroides testudineus</i> (9)	RE
23 - <i>Lutjanus alexandrei</i> (61)	MD		
24 - <i>Lutjanus analis</i> (44)	MD		
25 - <i>Stellifer brasiliensis</i> (4)	MD		
26 - <i>Sphoeroides testudineus</i> (12)	RE		

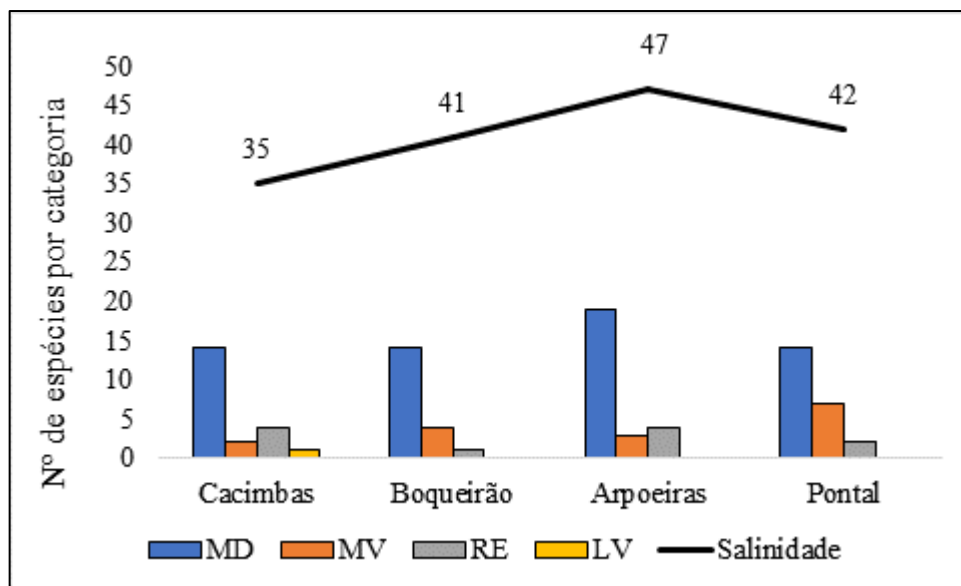
Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

MD – Marinha dependente; MV – Marinha visitante; RE – Residente; LV – Limnética visitante.

Em geral, as espécies marinhas dependentes apresentaram a maior abundância relativa das amostragens totais (81,49%), seguidas pelas espécies marinhas visitantes (11,26%), residentes (7,06%) e as limnéticas visitantes (0,17%) foram as espécies menos representativas no estuário.

As categorias ecológicas diferiram significativamente entre si em cada bosque de mangue amostrado. No entanto, somente a categoria MD apresentou relação com o índice de desenvolvimento dos bosques de mangue ($SE = 10.156$; $p = 0.004262$) (Gráficos 14). As demais categorias ecológicas não apresentaram relações com nenhuma outra variável ambiental testada. Também não foram identificadas diferenças significativas na composição das categorias ecológicas entre as estações seca e chuvosa ($SE = 8.250$; $p = 0.1486$).

Gráfico 14 – Relação entre o número de espécies por categoria ecológica e a salinidade no estuário do rio Acaraú, entre o período de julho/2019 a maio/2020.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

4.11 Categoria tróficas do estuário

Com relação aos hábitos alimentares das espécies que habitam as áreas amostradas, a categoria trófica PV/ZB apresentou a maior abundância relativa (48,56%) com 832 indivíduos, seguido pela categoria ON (17,68%) com 303 indivíduos, categoria HV/ZB (14,12%) com 242 indivíduos, categoria ZP (10,21%) com 175 indivíduos, categoria ZP/DV (3,61%) com 62 indivíduos, categoria ZB (3,21%) com 55 indivíduos, categoria PV (1,57%) com 27 indivíduos e a categoria DV (0,93%) com 16 indivíduos (Figura 7).

Figura 7 – Indivíduos pertencentes as guildas alimentares amostradas no estuário do município de Acaraú, no estado do Ceará, entre o período de julho/2019 a maio/2020.

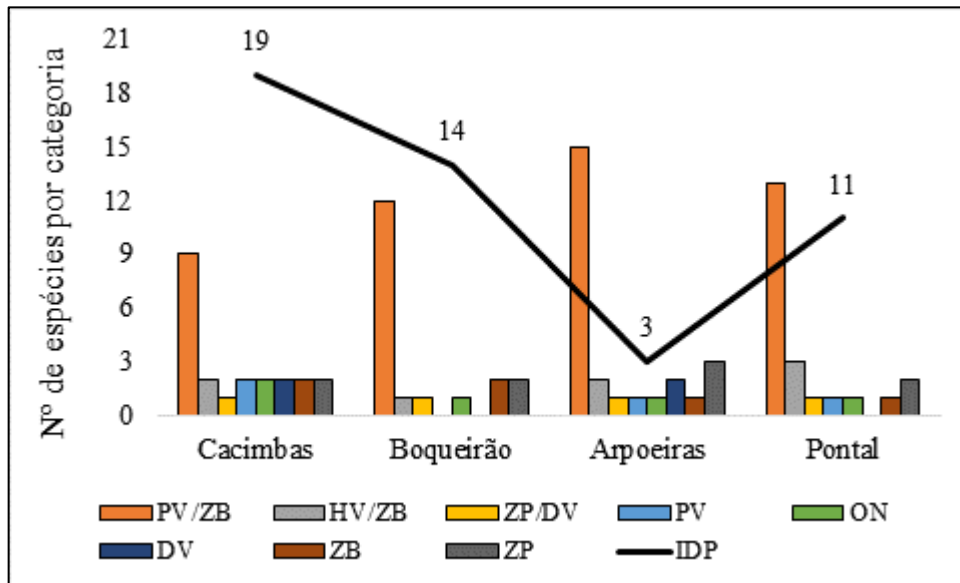
CACIMBAS – Nº 347		BOQUEIRÃO – Nº 330	
1 - <i>Elops saurus</i> (2)	PV/ZB	1 - <i>Hypanus guttatus</i> (1)	ZB
2 - <i>Cetengraulis edentulus</i> (14)	ZP	2 - <i>Cetengraulis edentulus</i> (5)	ZP
3 - <i>Lile piquitinga</i> (13)	ZP	3 - <i>Lycengraulis batesii</i> (7)	PV/ZB
4 - <i>Sciades herzbergii</i> (45)	PV/ZB	4 - <i>Lile piquitinga</i> (17)	ZP
5 - <i>Gobionellus oceanicus</i> (4)	DV	5 - <i>Mugil curema</i> (12)	ZP/DV
6 - <i>Bathygobius soporator</i> (4)	DV	6 - <i>Caranx latus</i> (4)	PV/ZB
7 - <i>Mugil curema</i> (12)	ZP/DV	7 - <i>Oligoplites palometa</i> (4)	PV/ZB
8 - <i>Oreochromis niloticus</i> (3)	ON	8 - <i>Paralichthys brasiliensis</i> (1)	PV/ZB
9 - <i>Strongylura timucu</i> (4)	PV	9 - <i>Syacium micrurum</i> (3)	PV/ZB
10 - <i>Sphyraena barracuda</i> (2)	PV/ZB	10 - <i>Centropomus parallelus</i> (5)	PV/ZB
11 - <i>Trinectes paulistanus</i> (7)	PV/ZB	11 - <i>Centropomus undecimalis</i> (12)	PV/ZB
12 - <i>Astrosopus y-graecum</i> (4)	PV	12 - <i>Diapterus auratus</i> (62)	HV/ZB
13 - <i>Centropomus parallelus</i> (13)	PV/ZB	13 - <i>Eucinostomus argenteus</i> (66)	ON
14 - <i>Centropomus undecimalis</i> (11)	PV/ZB	14 - <i>Haemulopsis corvinaeformis</i> (5)	PV/ZB
15 - <i>Diapterus auratus</i> (6)	HV/ZB	15 - <i>Haemulon parra</i> (24)	PV/ZB
16 - <i>Eucinostomus argenteus</i> (96)	ON	16 - <i>Lutjanus jocu</i> (38)	PV/ZB
17 - <i>Eugerres brasiliensis</i> (3)	HV/ZB	17 - <i>Lutjanus alexandrei</i> (23)	PV/ZB
18 - <i>Lutjanus jocu</i> (70)	PV/ZB	18 - <i>Lutjanus analis</i> (16)	PV/ZB
19 - <i>Lutjanus alexandrei</i> (20)	PV/ZB	19 - <i>Sphoeroides testudineus</i> (25)	ZB
20 - <i>Stellifer brasiliensis</i> (5)	PV/ZB		
21 - <i>Sphoeroides testudineus</i> (9)	ZB		
ARPOEIRAS – Nº 714		PONTAL – Nº 322	
1 - <i>Elops saurus</i> (7)	PV/ZB	1 - <i>Cetengraulis edentulus</i> (9)	ZP
2 - <i>Megalops atlanticus</i> (6)	ZP	2 - <i>Lile piquitinga</i> (14)	ZP
3 - <i>Cetengraulis edentulus</i> (11)	MV	3 - <i>Batrachoides surinamensis</i> (1)	PV/ZB
4 - <i>Lycengraulis batesii</i> (7)	PV/ZB	4 - <i>Mugil curema</i> (9)	ZP/DV
5 - <i>Lile piquitinga</i> (86)	ZP	5 - <i>Strongylura timucu</i> (2)	PV
6 - <i>Gobionellus oceanicus</i> (3)	DV	6 - <i>Caranx latus</i> (1)	PV/ZB
7 - <i>Bathygobius soporator</i> (5)	DV	7 - <i>Paralichthys brasiliensis</i> (1)	PV/ZB
8 - <i>Mugil curema</i> (31)	ZP/DV	8 - <i>Syacium micrurum</i> (3)	PV/ZB
9 - <i>Strongylura timucu</i> (17)	PV	9 - <i>Centropomus parallelus</i> (10)	PV/ZB
10 - <i>Caranx latus</i> (5)	PV/ZB	10 - <i>Centropomus undecimalis</i> (6)	PV/ZB
11 - <i>Sphyraena barracuda</i> (5)	PV/ZB	11 - <i>Diapterus auratus</i> (49)	HV/ZB
12 - <i>Paralichthys brasiliensis</i> (2)	PV/ZB	12 - <i>Eucinostomus argenteus</i> (47)	ON
13 - <i>Syacium micrurum</i> (2)	PV/ZB	13 - <i>Eugerres brasiliensis</i> (13)	HV/ZB
14 - <i>Trinectes paulistanus</i> (7)	PV/ZB	14 - <i>Diplectrum radiale</i> (4)	PV/ZB
15 - <i>Hippocampus erectus</i> (4)	ZP	15 - <i>Mycteroperca bonaci</i> (2)	PV/ZB
16 - <i>Centropomus parallelus</i> (25)	PV/ZB	16 - <i>Rypticus saponaceus</i> (1)	PV/ZB
17 - <i>Centropomus undecimalis</i> (29)	PV/ZB	17 - <i>Haemulon parra</i> (51)	PV/ZB
18 - <i>Diapterus auratus</i> (90)	HV/ZB	18 - <i>Lutjanus jocu</i> (47)	PV/ZB
19 - <i>Eucinostomus argenteus</i> (91)	ON	19 - <i>Lutjanus alexandrei</i> (24)	PV/ZB
20 - <i>Eugerres brasiliensis</i> (14)	HV/ZB	20 - <i>Lutjanus analis</i> (14)	PV/ZB
21 - <i>Haemulon parra</i> (44)	PV/ZB	21 - <i>Archosargus probatocephalus</i> (5)	HV/ZB
22 - <i>Lutjanus jocu</i> (102)	PV/ZB	22 - <i>Sphoeroides testudineus</i> (9)	ZB
23 - <i>Lutjanus alexandrei</i> (61)	PV/ZB		
24 - <i>Lutjanus analis</i> (44)	PV/ZB		
25 - <i>Stellifer brasiliensis</i> (4)	PV/ZB		
26 - <i>Sphoeroides testudineus</i> (12)	ZB		

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

PV/ZB – Piscívoros e Zoobentívoros; HV/ZB – Herbívoros e Zoobentívoros; ZP/DV – Zooplantívoros e Detritívoros; PV – Piscívoros; ON – Onívoros; DV – Detritívoros; ZB – Zoobentívoros; ZP – Zooplantívoros.

A categoria trófica PV/ZB apresentou relação positiva com o estado de conservação dos bosques de mangue ($SE = 7.5981$; $p = 0.01152$), aqui representado pelos valores de IDP, de modo que o número de espécies aumentou à medida que índice de desenvolvimento das áreas diminuiu (Gráfico 15). As demais categorias tróficas não apresentaram relações significativas com as variáveis ambientais. Também não foram identificadas diferenças significativas entre as estações seca e chuvosa ($SE = 2.2866$; $p = 0.1447$).

Gráfico 15 – Relação entre o número de espécies por categoria trófica e o IDP no estuário do rio Acaraú, entre o período de julho/2019 a maio/2020.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

PV/ZB – Piscívoros e Zoobentívoros; HV/ZB – Herbívoros e Zoobentívoros; ZP/DV – Zooplancívoros e Detritívoros; PV – Piscívoros; ON – Onívoros; DV – Detritívoros; ZB – Zoobentívoros; ZP – Zooplancívoros.

5 DISCUSSÃO

No presente estudo, foram amostradas 37 espécies. No entanto, levantamentos ictiofaunísticos realizados em ecossistemas estuarinos em outros estados do Nordeste brasileiro registraram riquezas superiores, variando de 71 a 145 espécies (PAIVA; CHAVES; ARAÚJO, 2008; REIS-FILHO *et al.*, 2010; XAVIER *et al.*, 2012; REIS-FILHO; SANTOS, 2014; OLIVEIRA; PESSANHA, 2014), com uma média geral de 98 espécies por estudo. Adicionalmente, essa heterogeneidade pode também estar relacionada com artifícios dos métodos e do esforço amostral dissimilar (BARROS; TORRES; FRÉDOU, 2011). Nesta pesquisa foi utilizado apenas tarrafa, enquanto nas outras foram utilizadas redes de arrasto, redes de emalhar e anzóis de tamanhos diferentes.

Dentre as 27 famílias coletadas, a maior representatividade em termos de abundância foi das famílias Gerreidae e Lutjanidae, compreendendo juntas 58,14% das amostragens. As espécies pertencentes a essas famílias se distribuem amplamente entre os habitats estuarinos ao longo da costa nordeste brasileira, principalmente devido a sua tolerância às variações de salinidade, como observado nos trabalhos realizados por Osório, Godinho e Lotufo (2011) no estuário do rio Pacoti-CE; por Fisch, Branco e Menezes (2016) no estuário de Itajaí-SC e por Masih Neto *et al.* (2017) e Vasconcelos Filho, Maia e Salles (2019) no estuário do rio Acaraú-CE.

Apesar de menos abundantes, as demais espécies amostradas também constituem importantes recursos pesqueiros e ecológicos. Aproximadamente 86,48% das espécies coletadas, com exceção das famílias Batrachoididae: *Batrachoides surinamensis*, Gobiidae: *Gobionellus oceanicus* e *Bathygobius soporator*, Uranoscopidae: *Astroscopus y-graecum* e Tetraodontidae: *Spherooides testudineus*, são de interesse pesqueiro para a região (FURTADO JUNIOR; TAVARES; BRITO, 2006; APOLIANO; SOARES FILHO; ASANO, 2019). As espécies sem valor comercial são capturadas como fauna acompanhante e descartadas em seguida no ambiente pelos pescadores e mesmo aquelas comercialmente importantes são eliminadas por não terem tamanho adequado para o comércio.

Além do mais, foram registradas espécies que estão inclusas na lista nacional de espécies ameaçadas do Ministério do Meio Ambiente e IUCN, tais como: *Megalops atlanticus*, *Hippocampus erectus*, *Lutjanus analis*, *Lutjanus jocu* e *Mycteroperca bonaci*, cujas principais ameaças a sua conservação são a sobrepesca e a degradação de seus habitats (ICMBIO, 2018; IUCN, 2020).

Os resultados mostraram que o bosque de mangue em Arpoeirias apresentou os maiores índices de riqueza, abundância e diversidade de Shannon, enquanto os índices ecológicos das demais áreas foram estatisticamente semelhantes entre si. Porém, o estimador de riqueza de espécies revelou que o número de amostragens realizadas foi insuficiente para identificar a riqueza total da ictiofauna nos quatro bosques de mangue. Acredita-se que a proteção das raízes de mangue (NAGELKERKEN, 2009; HAMMERSCHLAG; MORGAN; SERAFY, 2010; MACDONALD; WEIS, 2013) e a utilização de apenas um petrecho de pesca (tarrafa) tenham interferido diretamente na abundância de espécies amostradas (FONTELES-FILHO, 2011; LIANG *et al.*, 2015; VALESINI *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2020). Trabalhos de caracterização semelhantes, realizados por Silva Júnior *et al.* (2013) e Santos *et al.* (2018) amostraram números superiores de espécies, porém os períodos das coletas e a diversidade de petrechos de pesca utilizados foram maiores que os empregados neste estudo, possibilitando uma maior exploração das diferentes espécies coletadas (VASCONCELOS FILHO; MAIA; SALLES, 2019).

Após as análises de regressão múltiplas entre as áreas, foi observado que a salinidade está relacionada positivamente com a riqueza e abundância dos organismos, enquanto o Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem (IDP) está relacionado negativamente com a abundância. Esses resultados corroboram com os estudos de Nagelkerken e Van Der Velde (2002); Gilliers *et al.* (2006); Uieda e Motta (2007); Taylor *et al.* (2007) e Neves; Teixeira e Araújo (2011), cujo aumento da riqueza e abundância de espécies ocorreu como resultado do aumento da salinidade e/ou da complexidade física e estrutural do ambiente estudado.

Em ambientes estuarinos, a salinidade é o principal preditor dos movimentos da ictiofauna, influenciando diretamente na distribuição das espécies (VALESINI *et al.*, 2003; MARTINO; ABLE, 2003; NEVES; TEIXEIRA; ARAÚJO, 2011; SANTOS *et al.*, 2018; NAKAYAMA *et al.*, 2020). No entanto, o teste de PERMANOVA revelou que, o IDP foi considerado um melhor preditor da abundância de organismos que a salinidade, possivelmente devido ao fato de as variáveis ambientais responsáveis pela composição das comunidades de peixes serem diretamente afetados pela atividade humana (GOECKE; CARSTENN, 2019), modificando a estrutura, função e controles dos ecossistemas estuarinos que contribuem para o declínio da biodiversidade.

Alterações na complexidade do habitat podem influenciar diretamente as espécies envolvidas nos processos ecológicos ou afetar indiretamente outros níveis tróficos (SRIVASTAVA, 2006; KOVALENKO *et al.*, 2012; STEIN; KREFT, 2015), podendo

aumentar a disponibilidade de recursos alimentares e refúgio para as presas, diminuindo a eficiência de captura dos predadores (RUETZ *et al.*, 2006; GENKAI-KATO, 2007), que a exemplo dos resultados obtidos nesse estudo podem resultar em uma relação positiva entre a diversidade de organismos e a complexidade do habitat (CUNHA *et al.*, 2019). Desta forma, o ordenamento resultante do Escalonamento Multidimensional não Métrico (nMDS) apresentou uma nítida diferenciação na abundância das espécies entre os quatro bosques de mangue amostrados, formando três grupos distintos: bosques de mangue conservados, degradados e intermediários.

Da mesma forma, estudos como os realizados por Gilliers *et al.* (2006) e Rochette *et al.* (2010) indicam que a diversidade de peixes é significativamente menor em habitats estuarinos e costeiros afetados por aumentos nas perturbações humanas. As tolerâncias ambientais das espécies de peixes e a forma como usam os recursos, delimitam as distribuições das espécies, bem como a homogeneidade espacial e temporal das assembleias biológicas (RICE; ROCHET, 2005; MOUILLOT *et al.*, 2013; SCHMERA; ERŐS; HEINO, 2013).

Sazonalmente, o ordenamento sazonal das amostras não gerou grupos distintos. A ausência de variações sazonais na ictiofauna pode ser justificada pela dominância numérica de algumas espécies que apresentaram picos de abundância aleatória durante as amostragens (GODEFROID *et al.*, 2004). A dominância de *Lutjanus jocu*, *Lutjanus alexandrei*, *Eucinostomus argenteus* e *Diapterus auratus* em praticamente todos os meses de amostragem pode ter contribuído para a ausência de diferenças significativas na distribuição temporal da ictiofauna. Isso pode ser verificado quando o número de indivíduos dessas espécies (52,07%) é excluído do número total de organismos capturados, registrando maior abundância de peixes no período seco, tal qual observado por Paiva, Chaves e Araújo (2008), no estuário do Rio Formoso – PE.

Outro fator que pode explicar a ausência de padrões sazonais é a homogeneidade das variáveis ambientais, provavelmente resultantes do baixo aporte pluviométrico durante a estação chuvosa da região (MORENO-VALCÁRCEL *et al.*, 2013; FUNCEME, 2020) o que segundo Sassi (1991) e Nascimento, Almeida e Araújo (2020), é um dos principais fatores que controlam a distribuição, abundância e dinâmica sazonal das comunidades íctias. Desta forma, a hipótese de que os índices ecológicos da ictiofauna apresentam variações entre as áreas avaliadas e as estações do ano foi confirmada.

Durante as amostragens foram registradas espécies de todas as categorias ecológicas no estuário. Contudo, as espécies marinhas dependentes foram as mais representativas, compreendendo 81,49% das amostragens, similar ao estuário do rio Formoso

localizado na região nordeste do Brasil (PAIVA *et al.*, 2009). Análises de regressão múltiplas revelaram que este fato pode estar relacionado aos elevados níveis de salinidade durante as amostragens, sendo que a mínima e a máxima foram 35 e 47, respectivamente, tais salinidades impossibilitam a presença de espécies fluviais, mesmo no período chuvoso. Análises de parâmetros físico-químicos, realizadas no período chuvoso, dos estuários cearenses, sugerem que todos os estuários deste estado são dominados por condições marinhas (ZEE, 2005), o que justifica a maior representatividade dessa categoria ecológica. Para alguns autores, a salinidade é a principal variável ambiental responsável pela abundância de espécies em ambientes estuarinos, funcionando como um filtro biológico para diversos tipos de organismos (OLIVEIRA, 1976; MOUILLOT; DUMAY; TOMASINI, 2007; SANTOS; RAMOS; BONECKER, 2017; GUTIERREZ *et al.*, 2018).

O número reduzido de espécies residentes em relação às espécies migratórias já é um padrão observado em ambientes estuarinos (BLABER, 2007; BORGIO *et al.*, 2015). Esse fato, provavelmente deve-se aos complexos mecanismos fisiológicos (e.g. osmorregulação) necessários para a sobrevivência da ictiofauna as variações físico-químicas nos estuários (ALBARET *et al.*, 2004; LOEBMANN; VIEIRA, 2005). Apesar do bosque de mangue em Arpoeirás ser nitidamente diferente dos demais, principalmente em relação ao seu estado de conservação e salinidade, não foram observadas diferenças sazonais significativas durante as amostragens.

Também não houve variações sazonais significativas entre o número de espécies dominantes no estuário. Durante todo período amostral, as espécies *Eucinostomus argenteus*, *Diapterus auratus*, *Lutjanus jocu* e *Lutjanus alexandrei* foram as únicas espécies dominantes comuns aos quatro bosques de mangue, em ambas as estações, compreendendo juntas 52,65% das amostragens totais. Essas espécies apresentam uma ampla tolerância as variações de salinidade, permitindo-as ocupar ambientes eurialinos, estuarinos e marinhos, além de apresentar uma alta plasticidade alimentar (BLABER; BLABER, 1980; NEVES; TEIXEIRA; ARAÚJO, 2011).

Quanto às categorias tróficas, supõe-se que o predomínio dos piscívoros/zoobentívoros esteja diretamente relacionado à abundância das famílias Lutjanidae e Centropomidae. Estudos similares revelaram que espécies com hábitos alimentares predatórios carnívoros se sobressaem as demais (BLABER; BLABER, 1980; PAIVA; CHAVES; ARAÚJO, 2008; XIMENES; MATEUS; PENHA, 2011; OLIVEIRA *et al.*, 2018), devido a disponibilidade de presas nos estuários, principalmente invertebrados bentônicos (CHAVES; BOUCHEREAU, 2004). Os resultados obtidos não registraram diferenças

estatísticas entre as estações do ano e as categorias tróficas analisadas. Desta forma, a hipótese de que as categorias tróficas e ecológicas dos bosques de mangue apresentam variações entre as áreas e estações do ano foi parcialmente confirmada, uma vez que essas categorias não apresentaram diferenças sazonais significativas durante as amostragens, apenas entre os bosques de mangue.

Embora os estuários sejam locais preferenciais no contexto reprodutivo, poucas espécies de peixes com gônadas maduras foram encontradas nestes ambientes (e.g. *Batrachoides surinamensis*, *Lile piquitinga*, *Lycengraulis batesii*, *Sphoeroides testudineus* e *Strongylura timucu*). Também não foram observados padrões reprodutivos temporais definidos. Apesar da maior abundância de indivíduos com gônadas maduras ter ocorrido durante a estação seca (89,43%), esses resultados se devem, principalmente a ação da salinidade sobre a ictiofauna e não devido ao ciclo reprodutivo das espécies (MARTINO; ABLE, 2003; NEVES; TEIXEIRA; ARAÚJO, 2011; SANTOS *et al.*, 2018), uma vez que essa condição foi observada mesmo para aquelas espécies com gônadas imaturas.

Levando-se em consideração as classes de comprimento das quatro espécies dominantes no estuário, *Eucinostomus argenteus*, *Diapterus auratus*, *Lutjanus alexandrei* e *Lutjanus jocu* foi possível verificar que os bosques de mangue são habitados principalmente por indivíduos com comprimentos inferiores a 17 centímetros, classificados como jovens devido a verificação do estágio de desenvolvimento imaturo de suas gônadas. Essa constatação indica que a utilização de tal habitat como área de berçário e desenvolvimento, tal qual registrado por Osório, Godinho e Lotufo (2011) durante a realização de censos visuais no estuário do rio Pacoti - CE. Além disso, o maior número de espécies marinhas dependentes destaca a alta conectividade do estuário com o ambiente marinho, confirmando-o como ecossistema de berçário, alimentação e refúgio (SELLESLAGH, AMARA, 2008; MERIGOT *et al.* 2017; LESLIE, *et al.*, 2017).

Contudo, apesar dos indivíduos jovens representarem 92,81% das amostragens totais, vários autores enfatizam que a presença de peixes jovens em um determinado habitat não é suficiente para definir aquele habitat como uma área de berçário. Embora um habitat possa suportar altas densidades de jovens, se esses indivíduos nunca atingirem as populações adultas, então esse habitat não funcionará como um viveiro produtivo (DAHLGREN *et al.*, 2006; SHEAVES; BAKER; JOHNSTON, 2006). Provas de utilização de alimentos e proteção contra predadores, isoladamente, também são insuficientes para atribuir o status de área de berçário a um habitat (SHEAVES, 2009; FODRIE; LEVIN; LUCAS, 2009; WHITFIELD, 2017).

Para a maioria dos autores, a premissa não declarada é que, habitats com densidades mais altas que a média de jovens em outras áreas tendem a dar uma contribuição maior para a produção de adultos do que habitats com densidades mais baixas de jovens (BECK *et al.*, 2001; WHITFIELD, 2017). Nesse contexto, é possível afirmar que o bosque de mangue em Arpoejas contribuiu de maneira mais significativa para o recrutamento de espécies que irão compor o estoque adulto do estuário, uma vez que essa área correspondeu a aproximadamente o dobro da média de indivíduos jovens dos demais bosques de mangue.

O Índice de Repleção Estomacal (IRE) para as espécies dominantes também não apresentou diferenças sazonais significativas. De modo geral, os valores de IRE foi maior nos bosques de mangue mais preservados. Desta forma, a hipótese de que as espécies de peixes coletadas no estuário do rio Acaraú são, em sua maioria, compostas por jovens que utilizam os manguezais como áreas de berçário e alimentação foi confirmada.

Para ambos os estágios de desenvolvimento, o bosque de mangue em Arpoejas apresentou a maior representatividade de espécies. Os dados sugerem que os baixos valores de IDP, ou seja, a menor influência antropogênica (SHEAVES; JOHNSTON; BAKER, 2016; WHITFIELD, 2017; MCGREGOR; STRYDOM, 2018; ZHANG *et al.*, 2021). Estudos semelhantes demonstraram que a diversidade de peixes é significativamente maior em habitats estuarinos e costeiros livres de perturbações humanas (GILLIERS *et al.*, 2006; ROCHETTE *et al.*, 2010), deixando claro o papel ecológico das áreas de manguezal estudadas para as diversas espécies de peixe (ROCHETTE *et al.*, 2010; SHEAVES; JOHNSTON; BAKER, 2016; WHITFIELD, 2017).

A combinação de alta produtividade e baixa predação permite que peixes jovens cresçam e amadureçam com relativamente pouco risco de predação (NAGELKERKEN *et al.*, 2000; FÁVARO *et al.*, 2009; NAGELKERKEN, 2009). Estes fatores, por sua vez, estão intimamente ligados ao crescimento do animal, pois interferem diretamente no incremento da biomassa (CHITTARO *et al.*, 2005). Conseqüentemente, os valores de CPUE também foram diretamente relacionados com Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem (IDP), de modo que a biomassa amostrada foi maior para os bosques de mangue mais preservados.

A influência das condições locais do habitat e, portanto, do manejo do habitat na viabilidade e produtividade da ictiofauna parece ser um senso comum (WHITFIELD, 2017; MCGREGOR; STRYDOM, 2018; CARRASQUILLA-HENAO *et al.*, 2019). No entanto, embora as condições ambientais sejam obviamente importantes, as espécies provavelmente responderão a condições ecologicamente relevantes em várias escalas espaciais (ROCHETTE *et al.*, 2010; BOSTRÖM *et al.*, 2011; REIS-FILHO; HARVEY; GIARRIZZO, 2019). A

integridade do habitat contribui para uma vasta variedade de organismos marinhos, incluindo uma série de espécies pesqueiras de valor comercial e recreacional, fornecendo refúgio contra predação e competição, bem como estresses físicos e químicos, ou podem representar importantes recursos alimentares e berçário crítico ou habitat de desova (PINCA *et al.*, 2012; WILSON *et al.*, 2012; ROGERS *et al.*, 2019).

Da mesma forma, há pouca informação sobre como, e em que medida, as mudanças na estrutura do habitat afetam os recursos pesqueiros e contribuem para o declínio da pesca (AUSTER *et al.* 1996; DE LA TORRE-CASTRO; DI CARLO; JIDDAWI, 2014; NASH *et al.*, 2016; HACKRADT *et al.*, 2020), devido aos dados inadequados que estão disponíveis para abordar as especificidades das complexas interações ecológicas envolvidas. Ainda assim, para esse estudo, foi possível verificar que o crescimento e higidez das quatro espécies dominantes no estuário (*Eucinostomus argenteus*, *Diapterus auratus*, *Lutjanus alexandrei* e *Lutjanus jocu*) foram favoráveis para ambos os bosques de mangue, apresentando valores de crescimento isométricos durante todo período amostral. Contudo, no bosque de mangue em Arpoeirás as espécies apresentaram crescimento alométrico positivo ($b > 3$), indicando que as condições alimentares para o bosque de mangue mais preservado foram melhores que nas áreas degradadas. Desta forma, a hipótese que o estado de conservação dos manguezais influencia diretamente o estado de higidez da ictiofauna associada foi confirmada.

As análises realizadas mostraram que uma alta proporção de peixes estuarinos têm fortes dependências dos manguezais. Juntos, esses resultados sugerem que a redução do habitat pode levar ao declínio da ictiofauna, uma vez que a variação na abundância de espécies nas assembleias de peixes está relacionada com as respostas da ictiofauna às condições ambientais do meio (NAGELKERKEN *et al.*, 2008; ZAKARIA; RAJPAR, 2015; TRAN; FISCHER, 2017; MARLEY *et al.*, 2020). Todas essas informações, mais uma vez reforçam a importância ecológica dos bosques de mangue como área de alimentação, refúgio e recrutamento de espécies e, por conseguinte, deixam evidentes a necessidade de planos de manejo mais eficientes para os ecossistemas costeiros.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Durante o período de amostragem, o estuário do rio Acaraú apresentou uma ictiofauna predominantemente marinha dependente, correspondendo a 81,49% da abundância total de indivíduos coletados. Isso, provavelmente, deve-se aos altos níveis de salinidade, que variaram entre 35 e 47 ppm ao longo do ano. Considerando as categorias tróficas, a maior representatividade foi das espécies piscívoras/zoobentívoros, com forte proporção de espécies predadoras e compreendendo 48,56% das amostragens. No entanto, não houve diferenças sazonais e espaciais significativas entre as categorias ecológicas e tróficas;

As famílias Gerreidae e Lutjanidae foram as mais representativas nos quatro bosques de mangue, cerca de 58,14% das amostragens. As espécies *Eucinostomus argenteus*, *Diapterus auratus*, *Lutjanus jocu* e *Lutjanus alexandrei* foram dominantes no estuário durante todo período amostral, somando juntas 52,06% das amostragens totais. A salinidade e o Índice de Intensidade do Desenvolvimento da Paisagem (IDP) foram as principais variáveis ambientais responsáveis pela variação espacial e composição da ictiofauna, uma vez que ambas estão intimamente relacionadas com os efeitos da carcinicultura, principal responsável pela degradação dos bosques de mangue no estuário;

Embora os manguezais sejam locais preferenciais no contexto reprodutivo, poucas espécies de peixe foram encontradas em estágio reprodutivo. Aproximadamente 92% da ictiofauna amostrada foi composta por indivíduos jovens que utilizam o estuário como áreas de alimentação e berçário. A maior abundância de indivíduos se deu nos bosques de mangue mais conservados, o que nos permitem inferir que a destruição desses ecossistemas poderá comprometer consideravelmente a quantidade de peixes produzidos;

Para esse estudo, os quatro bosques de mangue estudados apresentaram condições propícias ao crescimento e estado de hígidez das espécies avaliadas. Contudo, o bosque de mangue em Arpoeiras, com os menores valores de IDP ofereceram melhores condições que os bosques de mangue mais degradados, de forma que a alta produtividade e baixa pressão de predação conferida pelos manguezais mais conservados foram de grande relevância para a manutenção de condições favoráveis aos estoques populacionais;

Esse trabalho permitiu quantificar uma importante parcela de peixes, que utilizam os manguezais como áreas de criação, alimentação e reprodução, ainda assim outros estudos sobre a ictiofauna em manguezais estuarinos são necessários para que projetos de gestão e planos de fiscalização mais eficientes possam ser elaborados.

REFERÊNCIAS

ACARAÚ - Secretária municipal de Acaraú. **Dados do município/localização**. Acaraú, 2019. Disponível em: <https://www.acarau.ce.gov.br/omunicipio.php>. Acesso em: 13 nov. 2029.

ACKERMAN, J. L.; BELLWOOD, D. R. Comparative efficiency of clove oil and rotenone for sampling tropical reef fish assemblages. **Journal of Fish Biology**, [s.l.], v. 60, n. 4, p. 893-901, 2002. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1095-8649.2002.tb02416.x?casa_token=_FoXgVLixmoAAAAA:7usBuq8taeeJoixPb2LBmZ8RV2zg5uQpycYDhb9wYJrXY5tvA7_zSV575p4swmLiYPmIoRwDjmmGqjhg. Acesso em: 09 mar. 2020.

AIROLDI, L.; BALATA, D.; BECK, M. W. The gray zone: relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. **Journal of experimental marine biology and ecology**, [s.l.], v. 366, n. 1-2, p. 8-15, 2008. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022098108003249?casa_token=pYjPWw_KDn8AAAAA:gXuMmEB8al_OszkQ1Vi8v3wmy_CXVr2nKEIJaVoAAy4kcYXzFfMhtxRqdhmuqbjTIODLjD0DoCE. Acesso em: 26 fev. 2020.

ALBARET, J. J. *et al.* Fish diversity and distribution in the Gambia Estuary, West Africa, in relation to environmental variables. **Aquatic living resources**, [s.l.], v. 17, n. 1, p. 35-46, 2004. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals/aquatic-living-resources/article/abs/fish-diversity-and-distribution-in-the-gambia-estuary-west-africa-in-relation-to-environmental-variables/550F68975C242C028A6FBE2BA7A4890A>. Acesso em: 18 mar. 2021.

ALONGI, D. M. Present state and future of the world's mangrove forests. **Environmental Conservation**, [s.l.], v. 29, n. 3, p. 331- 349. 2002. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation/article/abs/present-state-and-future-of-the-worlds-mangrove-forests/0E3D6B0DF6EE2E9DBD48582964AD492A>. Acesso em: 18 out. 2019.

AMARAL, A. C. Z.; MIGOTTO, A. E.; TURRA, A.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Araçá: biodiversity, impacts and threats. **Biota Neotropica**, [s.l.], v. 10, n. 1, p. 219-264, 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/BbwwnPVrzWRqj8zz9wb9RVP/?lang=pt>. Acesso em: 23 jan. 2020.

ANNEBOINA, L. R.; KUMAR, K. K. Economic analysis of mangrove and marine fishery linkages in India. **Ecosystem Services**, [s.l.], v. 24, p. 114-123, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041616302868>. Acesso em: 12 jan. 2020.

APOLIANO, M. L. S.; SOARES FILHO, A. A.; ASANO, G. L. Caracterização da ictiofauna e da pesca artesanal na praia do Iguape, Aquiraz - Ceará. **Arquivo de Ciências do Mar**. Fortaleza, v. 52, n. 2, p. 24-35, 2019. Disponível em: http://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/51006/1/2019_art_mldasapoliano.pdf. Acesso em: 12 set. 2020.

ARARUNA, R. P. L.; SOARES, M. O. Efetividade de manejo em unidade de conservação com manguezais: estudo de caso no litoral do Ceará, nordeste do Brasil. **Geosaberes: Revista de Estudos Geoeeducacionais**, [s.l.], v. 8, n. 16, p. 53-68, 2017. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6096737>. Acesso em: 21 fev. 2021.

ARAÚJO, M.E.; TEIXEIRA, J.M.; OLIVEIRA, A.M.E. **Peixes estuarinos marinhos do Nordeste Brasileiro**. Edições UFC, Fortaleza, 2004.

AUSTER, P. J. *et al.* The impacts of mobile fishing gear on seafloor habitats in the Gulf of Maine (Northwest Atlantic): implications for conservation of fish populations. **Reviews in Fisheries Science**, [s.l.], v. 4, n. 2, p. 185-202, 1996. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10641269609388584>. Acesso em: 14 jan. 2020.

BARLETTA, M. *et al.* The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. **Journal of fish biology**, [s.l.], v. 66, n. 1, p. 45-72, 2005. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.0022-1112.2005.00582.x?casa_token=mG1Z2gXBdV0AAAAA%3AP9IsDvydyzPLyJMXJYL17AF1UP1yWumNjt4IeECjgKI6xVqHxKnnNfYqHEYDvBDpRshjOwzILdXwrY11. Acesso em: 23 fev. 2021.

BARROS, D. F.; TORRES, M. F.; FRÉDOU, F. L. Ictiofauna do estuário de São Caetano de Odivelas e Vigia (Pará, Estuário Amazônico). **Biota Neotropica**, [s.l.], v. 11, p. 367-373, 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/FLmX7kRZTzTrnHBf4tNWMXG/abstract/?lang=pt&format=html>. Acesso em: 23 fev. 2020.

BASILIO, T. H.; GODINHO, W. O.; DE ARAÚJO, M. E.; NETO, M. A. D. A. F.; FARIA, V. V. Ictiofauna do estuário do rio Curu, Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 42, n. 2, p. 81-88, 2009. Disponível em: <http://www.periodicos.ufc.br/index.php/arquivosdecienciadomar/article/view/6030>. Acesso em: 16 mar. 2020.

BECK, M. W. *et al.* The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. **Bioscience**, [s.l.], v. 51, n. 8, p. 633-641, 2001. Disponível em: <https://academic.oup.com/bioscience/article/51/8/633/220580?login=true>. Acesso em: 11 fev. 2021.

BELARMINO, P. H. P.; SILVA, S. M. D.; RUFENER, M. C.; ARAÚJO, M. C. B. D. Resíduos sólidos em manguezal no rio Potengi (Natal, RN, Brasil): relação com a localização e usos. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, [s.l.], v. 14, n. 3, p. 447-457, 2014. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/3883/388340108008.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2020.

BELARMINO, P. H. P.; SILVA, S. M. D.; RUFENER, M. C.; ARAÚJO, M. C. B. D. Resíduos sólidos em manguezal no rio Potengi (Natal, RN, Brasil): relação com a localização e usos. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, [s.l.], v. 14, n. 3, p. 447-457, 2014.

Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/3883/388340108008.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2020.

BIRKELAND, C. Ratcheting down the coral reefs. **BioScience**, [s.l.], v. 54, n. 11, p. 1021-1027, 2004. Disponível em: <https://academic.oup.com/bioscience/article/54/11/1021/289010>. Acesso em: 11 jan. 2020.

BLABER, S. J. M. Mangroves and fishes: issues of diversity, dependence, and dogma. **Bulletin of Marine Science**, [s.l.], v. 80, n. 3, p. 457-472, 2007. Disponível em: <https://www.ingentaconnect.com/content/umrsmas/bullmar/2007/00000080/00000003/art00004>. Acesso em: 25 fev. 2021.

BLABER, S. J. M.; BLABER, T. G. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. **Journal of fish biology**, [s.l.], v. 17, n. 2, p. 143-162, 1980. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02749.x>. Acesso em: 12 mar. 2021.

BORGO, D. *et al.* Os padrões de distribuição dos peixes de uma laguna costeira aberta no Atlântico oeste subtropical são influenciados pelas variações espaciais e sazonais? **Biotemas**, [s.l.], v. 28, n. 3, p. 93-105, 2015. Disponível em: <https://periodicos.ufsc.br/index.php/biotemas/article/view/2175-7925.2015v28n3p93>. Acesso em: 25 fev. 2021.

BOSTRÖM, C.; PITTMAN, S. J.; SIMENSTAD, C.; KNEIB, R. T. Seascape ecology of coastal biogenic habitats: advances, gaps, and challenges. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 427, p. 191-217, 2011. Disponível em: <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v427/p191-217/>. Acesso em: 29 mar. 2020.

BRADLEY, M.; BAKER, R.; NAGELKERKEN, I.; SHEAVES, M. Context is more important than habitat type in determining use by juvenile fish. **Landscape Ecology**, [s.l.], v. 34, n. 2, p. 427-442, 2019. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-019-00781-3>. Acesso em: 05 dez. 2019.

BRASIL. Lei 12.651 de 25 de maio de 2012. Estabelece o código florestal e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder executivo, Brasília, DF, 25 de mai. 2012.

BREITBURG, D. L.; HONDORP, D. W.; DAVIAS, L. A.; DIAZ, R. J. Hypoxia, nitrogen and fishing: effects of integration between local and global landscapes. **Annual Review of Marine Science**, [s.l.], v. 1, p. 329 – 349, 2009. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/full/10.1146/annurev.marine.010908.163754>. Acesso em: 05 dez. 2019.

BRITTEN, G. L.; DOWD, M.; WORM, B. Changing recruitment capacity in global fish stocks. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s.l.], v. 113, n. 1, p. 134-139, 2016. Disponível em: <https://www.pnas.org/content/113/1/134.short>. Acesso em: 16 fev. 2020.

BROOKS T. M.; MITTERMEIER R. A.; MITTERMEIER C. G.; DA FONSECA G. A.; RYLANDS, A. B.; KONSTANT, W. R.; FLICK, P.; PILGIM, J.; OLDFIELD, F.; MAGIN

- G.; HILTON-TAYLOR, C. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation Biology**, [s.l.], v. 16, n. 4, p. 909-923, 2002. Disponível em: https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1523-1739.2002.00530.x?casa_token=kGkHhGENQ5cAAAAA:06uBH1YKVzJeQPwA89RVua05yn3msDTLcDjLwgzPmu7aqddaE7mLetPPhFKj5SGMN08Qsh9BjkjgBuVk. Acesso em: 14 fev. 2020.
- BROWN, C. J.; BROADLEY, A.; ADAME, M. F.; BRANCH, T. A.; TURSCHWELL, M. P.; CONNOLLY, R. M. The assessment of fishery status depends on fish habitats. **Fish and Fisheries**, [s.l.], v. 20, n. 1, p. 1-14, 2019. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/faf.12318>. Acesso em: 19 nov. 2019.
- BROWN, M. T.; VIVAS, M. B. Landscape development intensity index. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s.l.], v. 101, n. 1, p. 289-309, 2005. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-005-0296-6>. Acesso em: 21 fev. 2021.
- BURKE, L. M.; REYTAR, K.; SPALDING, M.; PERRY, A. **Reefs at risk revisited**: World Resources Institute. [s.n.], 2011. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/263705424_Reefs_at_Risk_Revisited. Acesso em: 03 fev. 2020.
- CALEY, M. J.; ST JOHN, J. Refuge availability structures assemblages of tropical reef fishes. **Journal of Animal Ecology**, [s.l.], p. 414-428, 1996. Disponível em: https://www.jstor.org/stable/5777?casa_token=RDYTeCzbCyoAAAAA:jX0FEyn5EhLGThBGEaGuC8kAXcMtpMdxwBt-NqjETJIO4MZX6sKsv5ZzxcX3-3iTphA1icTgDQvRCe6RSkbxyWFb1IcywlJm6D6efKQ0yoZkLdziPiMm&seq=1#meta_data_info_tab_contents. Acesso em: 11 jan. 2020.
- CAMPOS, A. A., MONTEIRO, A. Q.; MONTEIRO-NETO, C. **A zona costeira do Ceará: diagnóstico para a gestão integrada**. AQUASIS, Fortaleza, 2003.
- CARRASQUILLA-HENAO, M.; BAN, N.; RUEDA, M.; JUANES, F. The mangrove-fishery relationship: A local ecological knowledge perspective. **Marine Policy**, [s.l.], v. 108, p. 103656, 2019. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0308597X19302374?casa_token=LjUM8lNtSL8AAAAA:e2artmqUQPLZfIZeiKpwT0Gu4QI8ds6FMICTB13ImxpT7GifJmsijvxxqgNLRfdeSG811PIh4sI. Acesso em: 24 jan. 2020.
- CARRASQUILLA-HENAO, M.; BAN, N.; RUEDA, M.; JUANES, F. The mangrove-fishery relationship: A local ecological knowledge perspective. **Marine Policy**, [s.l.], v. 108, p. 103656, 2019. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0308597X19302374?casa_token=LjUM8lNtSL8AAAAA:e2artmqUQPLZfIZeiKpwT0Gu4QI8ds6FMICTB13ImxpT7GifJmsijvxxqgNLRfdeSG811PIh4sI. Acesso em: 24 jan. 2020.
- CARRASQUILLA-HENAO, M.; JUANES, F. Mangroves enhance local fisheries catches: a global meta-analysis. **Fish and fisheries**, [s.l.], v. 18, n. 1, p. 79-93, 2017. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/faf.12168?casa_token=IPrc9WwxI1UAAAAA:C83gz0htweDRW76CXaqj0tmTOMXZB6PK4rzzfpvB_IT4KDB2KJ9WvwwXRJGTEisQwCnQrf1dsMLgS6JT. Acesso em: 26 jan. 2020.

- CARUGATI, L. *et al.* Impact of mangrove forests degradation on biodiversity and ecosystem functioning. **Scientific reports**, [s.l.], v. 8, n. 1, p. 1-11, 2018. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-018-31683-0>. Acesso em: 08 mai. 2020.
- CAVALCANTE, L. F. M.; OLIVEIRA, M. R.; CHELLAPPA, S. Aspectos reprodutivos do ariacó, *Lutjanus synagris* nas águas costeiras do Rio Grande do Norte. **Biota Amazônia**, [s.l.], v. 2, n. 1, p. 45-50, 2012. Disponível em: <https://periodicos.unifap.br/index.php/biota/article/view/437>. Acesso em: 07 abr. 2020.
- CHARRUA, A. B.; BANDEIRA, S. O.; CATARINO, S.; CABRAL, P.; ROMEIRAS, M. M. Assessment of the vulnerability of coastal mangrove ecosystems in Mozambique. **Ocean & Coastal Management**, [s.l.], v. 189, p. 105145, 2020. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0964569120300557?casa_token=r9ATwmdfW9IAAAAA:WO6tVmBEwRYovLMdNR7MNOIHgZEmgys8WVcjLWiQMR0XawuYMy9K2dhQQqocdvajHRysym0dCzA. Acesso em: 20 fev. 2020.
- CHAVES, P.; BOUCHEREAU, J. L. Trophic organization and functioning of fish populations in the Bay of Guaratuba, Brazil, on the basis of a trophic contribution factor. **Acta adriat**, [s.l.], v. 45, n. 1, p. 83-94, 2004. Disponível em: http://jadran.izor.hr/acta/pdf/ostalo/45_1.pdf#page=81. Acesso em: 21 fev. 2021.
- CHITTARO, P. M.; USSEGLIO, P.; SALE, P. F. Variation in fish density, assemblage composition and relative rates of predation among mangrove, seagrass and coral reef habitats. **Environmental Biology of Fishes**, [s.l.], v. 72, n. 2, p. 175-187, 2005. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10641-004-9077-2>. Acesso em: 17 fev. 2021.
- CHM - CENTRO DE HIDROGRAFIAS DA MARINHA (Brasil). **Tábuas de maré**. Marinha do Brasil, 2019. Disponível em: <https://bit.ly/364jISW>. Acesso em: 02 mai. 2019.
- CHM - CENTRO DE HIDROGRAFIAS DA MARINHA (Brasil). **Tábuas de maré**. Marinha do Brasil, 2020. Disponível em: <https://bit.ly/364jISW>. Acesso em: 12 jan. 2020.
- CLAISSE, J. T.; PONDELLA, D. J.; LOVE, M.; ZAHN, L. A.; WILLIAMS, C. M.; WILLIAMS, J. P.; BULL, A. S. Oil platforms off California are among the most productive marine fish habitats globally. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s.l.], v. 111, n. 43, p. 15462-15467, 2014. Disponível em: <https://www.pnas.org/content/111/43/15462.short>. Acesso em: 20 mar. 2020.
- CUNHA, E. R. *et al.* α and β diversity of fishes in relation to a gradient of habitat structural complexity supports the role of environmental filtering in community assembly. **Aquatic Sciences**, [s.l.], v. 81, n. 2, p. 1-12, 2019. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00027-019-0634-3>. Acesso em: 15 fev. 2020.
- CUNHA, F. E. A.; ROSA, I. L. Anaesthetic effects of clove oil on seven species of tropical reef teleosts. **Journal of Fish Biology**, [s.l.], v. 69, n. 5, p. 1504-1512, 2006. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1095-8649.2006.01213.x?casa_token=bVEcRhJGQFYAAAAA:2Ay6zptTRXKeekjMpSABAcGhYKM7PHh3071OkKD-IDaoLWPBwdRLHFq7u5zLHHXPmGqa2lQIEJx__Eqe. Acesso em: 05 mar. 2020.

DAHLGREN, C. P. *et al.* Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts and applications. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 312, p. 291-295, 2006. Disponível em: <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v312/p291-295/>. Acesso em: 13 jan. 2021.

DE LA TORRE-CASTRO, M.; DI CARLO, G.; JIDDAWI, N. S. Seagrass importance for a small-scale fishery in the tropics: The need for seascape management. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 83, n. 2, p. 398-407, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X14001647>. Acesso em: 14 jan. 2020.

DONATO, D. C.; KAUFFMAN, J. B.; MURDIYARSO, D.; KURNIANTO, S.; STIDHAM, M.; KANNINEN, M. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature geoscience**, [s.l.], v. 4, n. 5, p. 293-297, 2011. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/ngeo1123?page=6>. Acesso em: 16 fev. 2020.

DUKE, N. C. Mangrove floristics and biogeography revisited: further deductions from biodiversity hot spots, ancestral discontinuities, and common evolutionary processes. In: **Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective**. Springer, 2017. p. 17-53. Disponível em: <<https://bit.ly/3bKUsDr>>. Acesso em: 20 mar. 2020.

DUKE, N.; BALL, M.; ELLISON, J. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. **Global Ecology & Biogeography Letters**, [s.l.], v. 7, n. 1, p. 27-47, 1998. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1466-8238.1998.00269.x?casa_token=Cx4o6pvvxoAAAAA:q6rqvyuj7m2BInW4qj7gjnHlKPWRbzVxuR6EY8F38bAfYNi2TqVSn2BpzoIS5KsvsBDqMqAYVjshulu. Acesso em: 09 jan. 2020.

DYCK, A. J.; SUMAILA, U. R. Economic impact of ocean fish populations in the global fishery. **Journal of Bioeconomics**, [s.l.], v. 12, n. 3, p. 227-243, 2010. Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10818-010-9088-3.pdf>. Acesso em: 22 jun. 2020.

EGGLESTON, D. B.; LIPCIUS, R. N.; GROVER, J. J. Predator and shelter-size effects on coral reef fish and spiny lobster prey. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 149, p. 43-59, 1997. Disponível em: <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v149/p43-59/>. Acesso em: 06 out. 2019.

ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K.; POTTER, I. C.; BLABER, S. J.; CYRUS, D. P.; NORDLIE, F. G.; HARRISON, T. D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and fisheries**, [s.l.], v. 8, n. 3, p. 241-268, 2007. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x?casa_token=EQkocpUc920AAAAA:OBEO8m-R-UvAkf5ZPssOCstwH7R4sboFu9Hh2D7ZNYhiLUMM5evUcr1B_JSI91X05bj-snW4fgdh_ljd. Acesso em: 23 fev. 2020.

ELLIS, W. L.; BELL, S. S. Conditional use of mangrove habitats by fishes: depth as a cue to avoid predators. **Estuaries**, [s.l.], v. 27, n. 6, p. 966-976, 2004. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02803423>. Acesso em: 21 out. 2019.

FAO - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA. **O estado da pesca e da aquicultura no mundo em 2000 - 2016**. FAO, Roma, 2016.

FAUNCE, C. H.; SERAFY, J. E. Mangroves as fish habitat: 50 years of field studies. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 318, p. 1-18, 2006. Disponível em: <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v318/p1-18/>. Acesso em: 09 nov. 2019.

FÁVARO, L. F. *et al.* Environmental influences on the spatial and temporal distribution of the puffer fish *Sphoeroides greeleyi* and *Sphoeroides testudineus* in a Brazilian subtropical estuary. **Neotropical Ichthyology**, [s.l.], v. 7, n. 2, p. 275-282, 2009. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ni/a/TZxXGGNLRK4kw4GXKhcjvJ/abstract/?lang=en&format=html>. Acesso em: 22 jan. 2021.

FERREIRA, A. C.; LACERDA, L. D. Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. **Ocean & Coastal Management**, [s.l.], v. 125, p. 38-46, 2016. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0964569116300369?casa_token=0cD66nVQIDAAAAAA:jTEOjwPPNG-IUv3OOVaM6wYTvrGyp34mFUDTHY14tw4ZPS_4UelSTAHizLqYvVuROoW6jMq_JGg. Acesso em: 13 set. 2019.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**. Universidad de São Paulo, Museu de Zoologia, 1985.

FINSTAD, A. G.; EINUM, S.; FORSETH, T.; UGEDAL, O. Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. **Freshwater Biology**, [s.l.], v. 52, n. 9, p. 1710-1718, 2007. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2427.2007.01799.x?casa_token=mq2hoIfSIOUAAAAA:HptiRMFmTp-04IYDvvaigy789EmE6XFPuk0v0JEfXNQzcpobY2K2iInbjX1rgzhq7zN3tlOFGQ0IPOtq. Acesso em: 17 mar. 2020.

FISCH, F.; BRANCO, J. O.; MENEZES, J. T. Ictiofauna como indicador da integridade biótica de um ambiente de estuário. **Acta Biológica Colombiana**, [s.l.], v. 21, n. 1, p. 27-38, 2016. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/3190/319043374003.pdf>. Acesso em: 21 set. 2020.

FODRIE, F. J.; LEVIN, L. A.; LUCAS, A. J. Use of population fitness to evaluate the nursery function of juvenile habitats. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 385, p. 39-49, 2009. Disponível em: <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v385/p39-49/>. Acesso em: 16 jan. 2021.

FONTELES-FILHO, A. A. **Oceanografia, biologia e dinâmica populacional de recursos pesqueiros**. Universidade Federal do Ceará, 236 p., Fortaleza, [s.n.], 2011.

FROESE, R.; D. PAULY. Editores. 2019. **FishBase**. Publicação eletrônica na World Wide Web. www.fishbase.org, versão (12/2019). Disponível em: <https://www.fishbase.in/search.php>. Acesso em: 17 dez. 2019.

FUNCEME - FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. **Posto de Acaraú – Calendário de chuvas**. Acaraú, 2019. Disponível em: <http://www.funceme.br/>. Acesso em: 16 jan. 2020.

FUNCEME - FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. **Posto de Acaraú – Calendário de chuvas**. Acaraú, 2020. Disponível em: <http://www.funceme.br/>. Acesso em: 16 jan. 2020.

FURTADO JÚNIOR, I.; TAVARES, M. C. S.; BRITO, C. S. F. Estatísticas das produções de pescado estuarino e marítimo do estado do Pará e políticas pesqueiras. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas**, [s.l.], v. 1, n. 2, p. 95-111, 2006. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bgoeldi/a/dsHMfPdTdt6zwZb7KsCpqs/?lang=pt>. Acesso em: 26 out. 2020.

GAINES, L. A. G.; OLDS, A. D.; HENDERSON, C. J.; CONNOLLY, R. M.; SCHLACHER, T. A.; JONES, T. R.; GILBY, B. L. Linking ecosystem condition and landscape context in the conservation of ecosystem multifunctionality. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 243, p. 108479, 2020. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320719320099?casa_token=T_ro pWn9y0MAAAAA:xmLhp8ItIT45WDhRQ8FBpdlpCWN2Igl0BYIGxBDjCjW4gMpOnqtFG1GQGiGMLMLYUtXHt5ll-Fc. Acesso em: 13 fev. 2020.

GALAIIDUK, R.; RADFORD, B. T.; HARVEY, E. S. Utilizing individual fish biomass and relative abundance models to map environmental niche associations of adult and juvenile targeted fishes. **Scientific reports**, [s.l.], v. 8, n. 1, p. 1-12, 2018. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-018-27774-7>. Acesso em: 14 jan. 2020.

GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P. O aumento da diversidade de peixes no estuário da Lagoa dos Patos durante o episódio El Niño 1997-1998. **Atlântica**, Rio Grande, v. 23, p. 133-152, 2001. Disponível em: <http://repositorio.furg.br/bitstream/handle/1/5741/O%20aumento%20da%20diversidade%20de%20peixes%20no%20estu%C3%A1rio%20da%20Lagoa%20dos%20Patos%20durante%20o%20epis%C3%B3dio%20El%20Ni%C3%B1o%201997-1998.pdf?sequence=1>. Acesso em: 16 mai. 2020.

GENKAI-KATO, M. Macrophyte refuges, prey behaviour and trophic interactions: consequences for lake water clarity. **Ecology Letters**, [s.l.], v. 10, n. 2, p. 105-114, 2007. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1461-0248.2006.01000.x?casa_token=ynW1ki-bMJkAAAAA%3AasiUV2ryL0SsCmZtUJT9crLVpBmkHxwAcX9oTUzUxDNeoRg7xwbvwwdNqa-dBCUojmtRUuqq-mcu6C1v. Acesso em: 12 fev. 2020.

GILLIERS, C. *et al.* Are growth and density quantitative indicators of essential fish habitat quality? An application to the common sole *Solea solea* nursery grounds. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 69, n. 1-2, p. 96-106, 2006. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771406000588?casa_token=Aopzd2_KnAgAAAAA:avcvoaoLoJobMNqs_wvjChtuj--qfld25sNJJpxfyckJHOtyxGr4eX8nIL134rdHUS4guVd1Axcg. Acesso em: 27 mar. 2021.

GIRI, C.; OCHIENG, E.; TIESZEN, L. L.; ZHU, Z.; SINGH, A.; LOVELAND, T.; DUKE, N. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, [s.l.], v. 20, n. 1, p. 154-159, 2011. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x?casa_token=jwllLruom9sAAAAA:_GH_G3dHZ_eS14E8YWNTp6-_aaYRqQ0Li70I-0y5hoISvSVSLy9YdVNBy_F3K0h-Tt7jlnpiZg7PdcaJ. Acesso em: 25 fev. 2020.

GODEFROID, R. S. *et al.* Mudanças temporais na abundância e diversidade da fauna de peixes do infralitoral raso de uma praia, sul do Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, [s.l.], v. 94, n. 1, p. 95-104, 2004. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/isz/a/8hSqMtT7d7hdCXhKQkZv8KQ/?lang=pt>. Acesso em: 28 mar. 2021.

GOECKE, S. D.; CARSTENN, S. M. Fish communities and juvenile habitat associated with non-native *Rhizophora mangle* L. in Hawai 'i. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 803, n. 1, p. 209-224, 2017. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-017-3182-7>. Acesso em: 13 nov. 2020.

GRATWICKE, B.; SPEIGHT, M. R. Effects of habitat complexity on Caribbean marine fish assemblages. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 292, p. 301-310, 2005. Disponível em: <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v292/p301-310/>. Acesso em: 02 fev. 2020.

GUTIERREZ, M. F. *et al.* Salinity shapes zooplankton communities and functional diversity and has complex effects on size structure in lakes. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 813, n. 1, p. 237-255, 2018. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-018-3529-8>. Acesso em: 10 jan. 2021.

HACKRADT, C. W. *et al.* Density-driven habitat use differences across fishing zones by predator fishes (Serranidae) in south-western Mediterranean rocky reefs. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 847, n. 3, p. 757-770, 2020. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-019-04135-7>. Acesso em: 14 jan. 2020.

HAHN, N. S.; LOUREIRO, V. E.; DELARIVA, R. L. Atividade alimentar da curvina *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Perciformes, Sciaenidae) no rio Paraná. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, [s.l.], v. 21, p. 309-314, 1999. Disponível em: <https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci/article/view/4438>. Acesso em: 07 abr. 2019.

HALPERN, B. S.; FRAZIER, M.; POTAPENKO, J.; CASEY, K. S.; KOENIG, K.; LONGO, C.; LOWNDES, J. S.; ROCKWOOD, R. C.; SELIG, E. R.; SELKOE, K. A.; WALBRIDGE, S. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. **Nature communications**, [s.l.], v. 6, n. 1, p. 1-7, 2015. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/ncomms8615?report=reader>. Acesso em: 24 fev. 2020.

HAMILTON, R. J.; ALMANY, G. R.; BROWN, C. J.; PITA, J.; PETERSON, N. A.; CHOAT, J. H. Logging degrades nursery habitat for an iconic coral reef fish. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 210, p. 273-280, 2017. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320716310461?casa_token=t_Yd eNJ3cpEAAAAA:PQHS3luG5q5Fc9KWu27v-nE-

2nMYMT1uSNLQB23cNRzLKHUZcnPwoB_VKILNt97R8Yo5U2GN3ss. Acesso em: 22 jan. 2020.

HAMILTON, S. E.; CASEY, D. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). **Global Ecology and Biogeography**, [s.l.], v. 25, n. 6, p. 729-738, 2016. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/geb.12449>. Acesso em: 27 ago. 2019.

HAMMERSCHLAG, N.; MORGAN, A. B.; SERAFY, J. E. Relative predation risk for fishes along a subtropical mangrove–seagrass ecotone. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 401, p. 259-267, 2010. Disponível em: <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v401/p259-267/>. Acesso em: 10 fev. 2020.

HOGARTH, Peter J. *et al.* **The biology of mangroves**. Oxford University Press. [s.n.], 1999.

HUTCHINGS J. A.; MINTO C.; RICARD D.; BAUM J. K.; JENSEN O. P. Trends in the abundance of marine fishes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, [s.l.], v. 67, n. 8, p. 1205-1210, 2010. Disponível em: https://cdnscepub.com/doi/full/10.1139/F10-081?casa_token=W6ru3EILWV8AAAAA%3Av4XEWVpztmaiRFObL7kjiSdylvlgLeb34SRxCTmJdvaRI5z9_WzFzbGJJ85oBbFD9EKpgE-0onQx-g. Acesso em: 09 out. 2019.

HUTCHISON, J.; SPALDING, M.; ZU ERMGASSEN, P. The role of mangroves in fisheries enhancement. **The Nature Conservancy and Wetlands International**, [s.l.], v. 54, 2014. Disponível em: <http://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Marine/crr/library/Documents/The%20Role%20of%20Mangroves%20in%20Fisheries%20Enhancement.pdf>. Acesso em: 22 jan. 2020.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Diagnóstico da atividade de carcinicultura no Estado do Ceará**. Fortaleza: MMA, 2005.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico de 2010 - Características gerais da população**. Resultados gerais da amostra. IBGE, 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/acarau/panorama>. Acesso em: 11 de fev. 2020.

ICMBIO - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: ICMBIO, 2018.

ICMBIO - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: ICMBio, 2018. 1232 p.

IPECE - INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ. **Perfil Municipal Acaraú**. Acaraú, 2017. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/acarau/panorama>. Acesso em: 16 fev. 2021.

IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. 2015. **The IUCN Red List of Threatened Species**, Version 2020-3.

KOVALENKO, K. E.; THOMAZ, S. M.; WARFE, D. M. Habitat complexity: approaches and future directions. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 685, n. 1, p. 1-17, 2012. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-011-0974-z>. Acesso em: 17 fev. 2020.

LACERDA, L.D. **Mangrove Ecosystems: Functions and Management**. New York: Springer, 2002.

LAUNOIS, L.; VESLOT, J.; IRZ, P.; ARGILLIER, C. Selecting fish-based metrics responding to human pressures in French natural lakes and reservoirs: towards the development of a fish-based index (FBI) for French lakes. **Ecology of Freshwater Fish**, [s.l.], v. 20, n. 1, p. 120-132, 2011. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1600-0633.2010.00467.x?casa_token=iS9fm2Erwk8AAAAA:OKq0FUP5tz4Zg6DzB_pJ4480eRGL21Mf0FbVBUfRoghnqjgCf103egeRwOHZXxI2VkSIPNROAPxcKFli. Acesso em: 02 set. 2019.

LEE, S. Y. Relationship between mangrove abundance and tropical prawn production: a re-evaluation. **Marine biology**, [s.l.], v. 145, n. 5, p. 943-949, 2004. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00227-004-1385-8>. Acesso em: 22 nov. 2019.

LESLIE, T. *et al.* The relationship between habitat complexity and nursery provision for an estuarine-dependent fish species in a permanently open South African Estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 198, p. 183-192, 2017. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S027277141730625X?casa_token=21_xKWT22bsAAAAA:wGfB3_rY6T_7X06dOKi2nMT119pzYDNtUJewP6UZ9ka7YHzNm6q__RTl-NQrrjNCjFEwZgDy69o. Acesso em: 16 fev. 2021.

LIANG, Z. *et al.* Efeitos significativos da seletividade das artes de pesca na história de vida dos peixes. **Journal of Ocean University of China**, [s.l.], v. 13, n. 3, pág. 467-471, 2014. Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11802-014-2167-7.pdf>. Acesso em: 14 nov. 2020.

LOEBMANN, D.; VIEIRA, J. P. Distribuição espacial e abundância das assembléias de peixes no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, [s.l.], v. 22, n. 3, p. 667-675, 2005. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbzool/a/g4Kt8bhTJ5p5kY3JXhGQy3K/?lang=pt>. Acesso em: 12 fev. 2021.

LONDE, V. *et al.* Estrutura da vegetação de mangue associada ao gradiente de inundação no litoral norte do Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, [s.l.], v. 37, n. 4, p. 629-637, 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/NZTFkdqtv8mVRm63wN9byHR/?lang=pt>. Acesso em: 12 mai. 2020.

LONERAGAN, N. R.; KANGAS, M.; HAYWOOD, M. D. E.; KENYON, R. A.; CAPUTI, N.; SPORER, E. Impact of cyclon. Impact of cyclones and aquatic macrophytes on recruitment and landings of tiger prawns *Penaeus esculentus* in Exmouth Gulf, Western Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 127, p. 46-58, 2013. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771413001522>. Acesso em: 13 jan. 2020.

LONGO, A. F. P. **Produtividade primária em bosque de franja e bacia no manguezal do Rio Ariquindá (Tamandaré Pernambuco, Brasil)**. 2009. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/8213?locale=es>. Acesso em: 17 out. 2019.

LOREAU, M. Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s.l.], v. 365, n. 1537, p. 49-60, 2010. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/full/10.1098/rstb.2009.0155>. Acesso em: 17 jul. 2020.

MACDONALD, J. A.; WEIS, J. S. Fish community features correlate with prop root epibionts in Caribbean mangroves. **Journal of experimental marine biology and ecology**, [s.l.], v. 441, p. 90-98, 2013. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022098113000312?casa_token=RDAUa86LK2sAAAAA:OXdgbUbpMymOxrGINVGyVd4q-BCqduPm6Fy9cli2Nsg5L5Z0gVw3JXDT7AG8auEhELybcQ_99g. Acesso em: 04 ago. 2019.

MACDONALD, J. A.; WEIS, J. S. Fish community features correlate with prop root epibionts in Caribbean mangroves. **Journal of experimental marine biology and ecology**, [s.l.], v. 441, p. 90-98, 2013. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022098113000312?casa_token=RDAUa86LK2sAAAAA:OXdgbUbpMymOxrGINVGyVd4q-BCqduPm6Fy9cli2Nsg5L5Z0gVw3JXDT7AG8auEhELybcQ_99g. Acesso em: 04 ago. 2019.

MADI, A. P. L. M.; BOEGER, M. R. T.; LARCHER, L.; PELOZO, A.; SERENESKI, C.; REISSMANN, C. B.; PADIAL, A. A. Estrutura do componente de regeneração natural e arbóreo de dois manguezais no estado do Paraná. **Ciência Florestal**, [s.l.], v. 26, n. 1, p. 159-170, 2016. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cflo/a/ZPRPj4WYMKYqh7jygFhMW4p/abstract/?lang=pt&format=html>. Acesso em: 03 nov. 2019.

MAIA, R. C.; COUTINHO, R. Structural characteristics of mangrove forests in Brazilian estuaries: A comparative study. **Revista de biología marina y oceanografía**, [s.l.], v. 47, n. 1, p. 87-98, 2012. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/479/47923893008.pdf>. Acesso em: 25 jan. 2020.

MAIA, R. C.; COUTINHO, R. The effects of salinity on the density, shell size and survival of a mangrove gastropod: laboratory and field evidence. Marine Biological Association of the United Kingdom. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, [s.l.], v. 96, n. 6, p. 1191, 2016. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals/journal-of-the-marine-biological-association-of-the-united-kingdom/article/abs/effects-of-salinity-on-the-density-shell-size-and-survival-of-a-mangrove-gastropod-laboratory-and-field-evidence/5CBB5E12981402609C5487304D6634CF>. Acesso em: 11 fev. 2021.

MANSON, F. J.; LONERAGAN, N. R.; SKILLETER, G. A.; PHINN, S. R. An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the literature and identification of research directions. *In*: GIBSON, R. N.; ATKINSON, R. J. A.; GORDON, J. D. M. **Oceanography and marine biology**. CRC Press, v. 43, 2005. p. 493-524. Disponível em: <https://www.taylorfrancis.com/books/edit/10.1201/9781420037449/oceanography-marine-biology-gibson-atkinson-gordon>. Acesso em: 11 ago. 2019.

MARLEY, G. S. A *et al.* Mangrove or mudflat: Prioritising fish habitat for conservation in a turbid tropical estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 240, p. 106788, 2020. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771419308510?casa_token=g0lCsfm h2PkAAAAA:Gs7FDJaKw7KngnfjJFs_nDeqpnzZGAYanhBPp8ZlQQctZQtMnjwRdiX4BVmhzvSruGq3ILTsdBs. Acesso em: 11 mar. 2021.

MARTINO, E. J.; ABLE, K. W. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 56, n. 5-6, p. 969-987, 2003. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0272771402003050?casa_token=q9inR5IJr7gAAAAA:p_8obWkN5pFX9IX-2ofid9dFluvqBPQfJP6SNVpRqVmD3_XJTtWNsTmyvOvYruvQc9B6DgkthcE. Acesso em: 14 fev. 2021.

MASIH NETO, T. *et al.* Biodiversidade da ictiofauna nos currais de pesca no litoral de Acaraú, Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 50, n. 2, p. 18-29, 2017. Disponível em: http://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/29764/1/2017_art_tmasihneto.pdf. Acesso em: 25 jul. 2020.

MATIAS, L.; SILVA, M. D. Monitoramento e análise da vegetação de manguezal no litoral sul de Alagoas. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, [s.l.], v. 2, n. 3, p. 312-319, 2017. Disponível em: <http://ead.codai.ufrpe.br/index.php/JEAP/article/view/1447>. Acesso em: 03 mai. 2020.

MCCAULEY, D. J.; PINSKY, M. L.; PALUMBI, S. R.; ESTES, J. A.; JOYCE, F. H.; WARNER, R. R. Marine defaunation: animal loss in the global ocean. **Science**, [s.l.], v. 347, n. 6219, p. 1255641, 2015. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1255641>. Acesso em: 08 jan. 2020.

MCGREGOR, S.; STRYDOM, N. A. The abundance, diversity and distribution of small fishes in mangrove and non-mangrove estuaries in warm temperate South Africa. **Scientia Marina**, [s.l.], v. 82, n. 2, p. 81-93, 2018. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/326240746_The_abundance_diversity_and_distribution_of_small_fishes_in_mangrove_and_non-mangrove_estuaries_in_warm_temperate_South_Africa. Acesso em: 23 fev. 2021.

MELO, F.A.G.; DUTRA, E. A.; VIANNA, J. Q.; ARAÚJO, T. M.; SOUZA, A. S. F.; MOURA, I. S. **Guia de Identificação dos Peixes do Estuário dos rios Timonha e Ubatuba**. Siart, Parnaíba, 2015. 103 p.

MENEZES, N. A.; NIRCHIO, M.; OLIVEIRA, C.; SICCHARAMIREZ, R. Taxonomic review of the species of Mugil (Teleostei: Perciformes: Mugilidae) from the Atlantic South

Caribbean and South America, with integration of morphological, cytogenetic and molecular data. **Zootaxa**, [s.l.], v. 3941, n. 4, p. 600-600, 2015. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/272179729_Taxonomic_review_of_the_species_of_Mugil_Teleostei_Perciformes_Mugilidae_from_the_Atlantic_South_Caribbean_and_South_America_with_integration_of_morphological_cytogenetic_and_molecular_data. Acesso em: 15 nov. 2019.

MERIGOT, B. *et al.* Fish assemblages in tropical estuaries of northeast Brazil: A multi-component diversity approach. **Ocean & Coastal Management**, [s.l.], v. 143, p. 175-183, 2017. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964569116301533?casa_token=pjG2UN-N-5kgAAAAA:ceROiOxc2JIRTMaXIKEzdS77rHwUxbMzUAsaOQDRSurMhyarJqajJnGLVAr-osEyIHePxxWov-z4. Acesso em: 17 fev. 2021.

MORENO-VALCÁRCEL, R. *et al.* Fish composition and assemblage in the anthropogenic-modified tidally-restricted Doñana (Spain) marshlands. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 119, p. 54-63, 2013. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S027277141300005X?casa_token=7kC05RUoEkgAAAAA:2HxBWYup4rrCh6pxyl_2SA_AwMdzJF-pUd1pDHdIPQUmC2UyEDnb1K82RmKEsEzz7TM9cHvSvF8. Acesso em: 30 mar. 2021.

MORI, G. M.; ZUCCHI, M. I.; SAMPAIO, I.; SOUZA, A. P. Microsatellites for the mangrove tree *Avicennia germinans* (Acanthaceae): Tools for hybridization and mating system studies. **American journal of botany**, [s.l.], v. 97, n. 9, p. 79-81, 2010. Disponível em: <https://bsapubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.3732/ajb.1000219>. Acesso em: 13 mar. 2020.

MOSCARDI, J. P.; NOBRE, M.F. A urbanização de zonas costeiras e o saneamento. In: RODRIGO GUIMARÃES DE CARVALHO; MELISSA RAFAELA DA COSTA PIMENTA. **Gestão da zona costeira: Estudos de caso no nordeste do Brasil**. 1^a ed. Mossoró: Edições UERN, v. 01, 2015, p. 43-62.

MOUILLOT, D. *et al.* A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in ecology & evolution**, [s.l.], v. 28, n. 3, p. 167-177, 2013. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534712002650?casa_token=lar80qCWiasAAAAA:EW-Sor_Fiz37HLEbISnr4aHj4NKICFpgSvnX1Bwnqlc6hC5ZXZB3IOHDBd-hCtlIDgAhde1EQVY. Acesso em: 25 mar. 2021.

MOUILLOT, D.; DUMAY, O.; TOMASINI, J. A. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 71, n. 3-4, p. 443-456, 2007. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771406003945?casa_token=2TKv0AbtZS8AAAAA:1t8uJiU1UyO8-E9eJEVeM1bIi-O7qXO9M8J2T2nMoFUo_sn0JwNcuTAL6bkwMP8iSEDBVJt5YE. Acesso em: 20 jan. 2021.

MOURA, R. L.; LINDEMAN, K. C. A new species of snapper (Perciformes: Lutjanidae) from Brazil, with comments on the distribution of *Lutjanus griseus* and *L. apodus*. **Zootaxa**,

[*s.l.*], v. 1422, n. 1, p. 31-43, 2007. Disponível em:

<https://www.mapress.com/zt/article/view/zootaxa.1422.1.2>. Acesso em: 06 nov. 2019.

MOURA-FÉ, M. M. *et al.* A Proteção do Ecossistema Manguezal pela Legislação Ambiental Brasileira. **Geographia**, [*s.l.*], v. 17, n. 33, p. 126-153, 2015. Disponível em:

<https://periodicos.uff.br/geographia/article/view/13700>. Acesso em: 19 abr. 2020.

MUMBY, P. J. Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. **Biological conservation**, [*s.l.*], v. 128, n. 2, p. 215-222, 2006. Disponível em:

https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320705003927?casa_token=ozCA7GgGBpMAAAAA:gySwlGZIK1M_5Trz3MslNFUeSs0nwaeuGNRVLrB1-qE5Pbp7sb935jiUftNMIjb-vTwRs4uy-Ww. Acesso em: 02 mai. 2020.

MUMBY, P. J.; EDWARDS, A. J.; ARIAS-GONZÁLEZ, J. E.; LINDEMAN, K. C.; BLACKWELL, P. G.; GALL, A.; GORCZYNSKA, M. I.; HARBORNE, A. R.; PESCOD, C. L.; RENKEN, H.; WABNITZ, C. C.; LLEWELLYN, G. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. **Nature**, [*s.l.*], v. 427, n. 6974, p. 533-536, 2004. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature02286>. Acesso em: 02 mai. 2020.

NAGELKERKEN, I. **Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems**.

Dordrecht: Springer, 2009. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007%2F978-90-481-2406-0>. Acesso em: 17 ago. 2019.

NAGELKERKEN, I. S. J. M.; BLABER, S. J. M.; BOUILLON, S.; GREEN, P.; HAYWOOD, M.; KIRTON, L. G.; MEYNECKE, J.O.; PAWLIKI, J.; PENROSE, H. M.; SASEKUMAR, A.; SOMERFIELD, P. J. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. **Aquatic botany**, [*s.l.*], v. 89, n. 2, p. 155-185, 2008. Disponível em:

https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304377007001830?casa_token=wfk2v2b5eRsAAAAA:Q-izpVhHgZGWvq0Sh5_X2vrR0RXVzkzg-WMhUpYF9r9QITFVMVjY4Io771yBoIglLa7oaIyHWEk. Acesso em: 07 jan. 2020.

NAGELKERKEN, I.; DE SCHRYVER, A. M.; VERWEIJ, M. C.; DAHDUOH-GUEBAS, F.; VAN DER VELDE, G.; KOEDAM, N. Differences in root architecture influence attraction of fishes to mangroves: a field experiment mimicking roots of different length, orientation, and complexity. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, [*s.l.*], v. 396, n. 1, p. 27-34, 2010. Disponível em:

https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022098110003941?casa_token=H9XhwPQMkmwAAAAA:Jcmx7yzOhW35en9W1eRVWB54RaTZwXo2TLwASKM57v_bc2Mb tEc66iBTGqiiX60fVFgMsgrzxlw. Acesso em: 05 fev. 2020.

NAGELKERKEN, I.; DORENBOSCH, M.; VERBERK, W. C. E. P.; DE LA MORINIÈRE, E. C.; VAN DER VELDE, G. Importance of shallow-water biotopes of a Caribbean bay for juvenile coral reef fishes: patterns in biotope association, community structure and spatial distribution. **Marine Ecology Progress Series**, [*s.l.*], v. 202, p. 175-192, 2000. Disponível em: <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v202/p175-192/>. Acesso em: 10 mar. 2020.

NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELDE, G. Do non-estuarine mangroves harbour higher densities of juvenile fish than adjacent shallow-water and coral reef habitats in Curaçao

(Netherlands Antilles)? **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 245, p. 191-204, 2002. Disponível em: <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v245/p191-204/>. Acesso em: 07 fev. 2020.

NAKAYAMA, P. *et al.* Temporal patterns of fish occurrence of the euryhaline sector of a subtropical estuary, southern Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, [s.l.], v. 42, p. e48871-e48871, 2020. Disponível em: <https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci/article/view/48871>. Acesso em: 17 out. 2021.

NANJO, K.; KOHNO, H.; NAKAMURA, Y.; HORINOUCI, M.; SANO, M. Effects of mangrove structure on fish distribution patterns and predation risks. **Journal of experimental marine biology and ecology**, [s.l.], v. 461, p. 216-225, 2014. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022098114002354?casa_token=U1R60abdiN4AAAAA:pUiA6x6jfd9Q0-WL5CAQUk_Z8RQJK7NEfrIQWKZ4arZYmRqueDm04AREtWWDq3G56ttwluYdtNs. Acesso em: 05 jan. 2020.

NASCIMENTO, M. B.; ALMEIDA, N. V.; ARAUJO, L. E. Análise da variabilidade da precipitação pluviométrica na microrregião de Umbuzeiro, Paraíba. **Revista Brasileira de Climatologia**, [s.l.], v. 26, 2020. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bioce/a/Cxpw44CcLthMfrGLTMJsCp/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 16 jan. 2020.

NASCIMENTO, R. S. **Diversidade da ictiofauna estuarina do Rio Ceará, Fortaleza (Ceará, Brasil)**. 2018. 42. f. Monografia (Graduação em Engenharia de Pesca) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018. Disponível em: <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/50182>. Acesso em: 21 fev. 2020.

NASH, K. L. *et al.* Harnessing fishery-independent indicators to aid management of data-poor fisheries: weighing habitat and fishing effects. **Ecosphere**, [s.l.], v. 7, n. 7, p. e01362, 2016. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ecs2.1362>. Acesso em: 14 jan. 2020.

NELSON, J. S.; GRANDE, T. C.; WILSON, M. V. H. **Fishes of the World**. John Wiley & Sons, 2016.

NEUBAUER, P.; JENSEN, O. P.; HUTCHINGS, J. A.; BAUM, J. K. Resilience and recovery of overexploited marine populations. **Science**, [s.l.], v. 340, n. 6130, p. 347-349, 2013. Disponível em: <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1230441>. Acesso em: 12 mar. 2020.

NEVES, L. M.; TEIXEIRA, T. P.; ARAÚJO, F. G. Structure and dynamics of distinct fish assemblages in three reaches (upper, middle and lower) of an open tropical estuary in Brazil. **Marine Ecology**, [s.l.], v. 32, n. 1, p. 115-131, 2011. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1439-0485.2010.00407.x?casa_token=tESndlnOaGEAAAAA%3APd-lRugoHH4lzkdQw669O_otpg3fZNRWc0gI1QLBLknZBOG7w-Lz2WFFrF6z5R2AcNKo1WBTrWpd-M5z. Acesso em: 12 mai. 2020.

NÓBREGA, M. F.; GARCIA-JÚNIOR, J.; OLIVEIRA, J. E. L. Biodiversidade marinha da Bacia Potiguar/RN: Peixes da Pesca Artesanal. **Museu Nacional**, Rio de Janeiro, p. 53-293, 2015.

NÓBREGA, M. F.; LESSA, R.; SANTANA, F. M. **Peixes marinhos da região Nordeste do Brasil**. Editora Martins & Cordeiro (Programa REVIZEE-Score Nordeste), Fortaleza, 2009.

OLDS, A. D.; CONNOLLY, R. M.; PITT, K. A.; PITTMAN, S. J.; MAXWELL, P. S.; HUIJBERS, C. M.; MOORE, B. R.; ALBERT, S.; RISSIK, D.; BABCOCK, R. C.; SCHLACHER, T. A. Quantifying the conservation value of seascape connectivity: a global synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, [s.l.], v. 25, n. 1, p. 3-15, 2016. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/geb.12388>. Acesso em: 25 fev. 2020.

OLIVEIRA, A. M. E. Composição e distribuição da ictiofauna, nas águas estuarinas do Rio Jaguaribe (Ceará-Brasil). **Arquivos de Ciências do Mar**. Fortaleza, v. 16, n.1, p. 9-18, jun. 1976. Disponível em: <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/1638>. Acesso em: 04 fev. 2020.

OLIVEIRA, J. F. *et al.* Efeito da seca e da variação espacial na abundância de indivíduos nas guildas tróficas da ictiofauna em um reservatório no Semiárido Brasileiro. **Boletim do Instituto de Pesca**, [s.l.], v. 42, n. 1, p. 51-64, 2018. Disponível em: https://scholar.google.com.br/scholar?hl=pt-BR&as_sdt=0%2C5&q=OLIVEIRA%2C+J.+F.+et+al.+Efeito+da+seca+e+da+varia%C3%A7%C3%A3o+espacial+na+abund%C3%A2ncia+de+indiv%C3%ADduos+nas+guildas+tr%C3%B3ficas+da+ictiofauna+em+um+reservat%C3%B3rio+no+Semi%C3%A1rido+Brasileiro.+Boletim+do+Instituto+de+Pesca%2C+%5Bs.l.%5D%2C+v.+42%2C+n.+1%2C+p.+51-64%2C+2018&btnG=. Acesso em: 11 jan. 2021.

OLIVEIRA, R. E.; PESSANHA, A. L. M. Fish assemblages along a morphodynamic continuum on three tropical beaches. **Neotropical Ichthyology**, [s.l.], v. 12, n. 1, p. 165-175, 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ni/a/PWWjmG3hK6KZ9XwwKTc7cwc/?lang=en>. Acesso em: 25 jan. 2021.

OSÓRIO, F. M.; GODINHO, W. O.; LOTUFO, T. M. C. Ictiofauna associada às raízes de mangue do estuário do Rio Pacoti-CE, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 1, p. 2-5, 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/gwqKB9BBPPBRBwvkGZSFCNF/?format=html>. Acesso em: 21 jan. 2019.

PAIVA, A. C. G. *et al.* Spatial distribution of the estuarine ichthyofauna of the Rio Formoso (Pernambuco, Brazil), with emphasis on reef fish. **Zoologia (Curitiba)**, Curitiba, v. 26, n. 2, p. 266-278, 2009. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/zool/a/JFBJZMg8VTXvz8xVgHjhhZs/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 13 fev. 2021.

PAIVA, A. C. G.; CHAVES, P. T. C.; ARAÚJO, M. E. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. **Revista brasileira de Zoologia**, [s.l.], v. 25, n. 4, p. 647-661, 2008. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbzool/a/VCTXpzwCKYKHjZ4nwgcvZ5k/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 23 fev. 2021.

PALMA, S. Contribuição al estudio de los sifonoforos encontrados frente a la costa de Valparaíso. Aspectos ecológicos. In: **Simposio Latinoamericano Sobre Oceanografía Biológica**. 1975. p. 119-133. Disponível em: https://scholar.google.com.br/scholar?hl=pt-BR&as_sdt=0%2C5&q=PALMA%2C+S.+Contribuci%C3%B3n+al+estudio+de+los+sifonoforos+encontrados+frente+a+la+costa+de+Valparaíso.+Aspectos+ecol%C3%B3gicos.+In%3A+Simposio+Latinoamericano+Sobre+Oceanografía+Biológica.+1975.+p.+119-133&btnG=. Acesso em: 16 mai. 2019.

PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G. Shifts of the feeding niche along the size dimension of three juvenile fish species in a tidal mudflat in southeastern Brazil. **Marine Biology**, [s.l.], v. 161, n. 3, p. 543-550, 2014. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00227-013-2356-8>. Acesso em: 13 mar. 2020.

PESSOA, P. R. S. *et al.* Processo de uso e ocupação no estuário do rio Acaraú–Ceará e áreas adjacentes, uma análise multitemporal das formas de uso. **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, [s.l.], v. 1, p. 2819-2829, 2017. Disponível em: <https://ocs.ige.unicamp.br/ojs/sbgfa/article/view/1990>. Acesso em: 26 mar. 2021.

PETSCH, D. K.; PINHA, G. D.; TAKEDA, A. M. Dispersal mode and flooding regime as drivers of benthic metacommunity structure in a Neotropical floodplain. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 788, n. 1, p. 131-141, 2017. Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10750-016-2993-2.pdf>. Acesso em: 30 mar. 2021.

PIKO, A. A.; SZEDLMAYER, S. T. Effects of habitat complexity and predator exclusion on the abundance of juvenile red snapper. **Journal of Fish Biology**, [s.l.], v. 70, n. 3, p. 758-769, 2007. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1095-8649.2007.01336.x?casa_token=x9m0yNJQf0gAAAAA:J4_KX6c2udGZxv8WV6HBYm-GBIbJNZZjIrrdM4S0i89UYM3adJ0ITPVAHfRv_1VrD9SdeI-NwUXqI5Re. Acesso em: 08 jan. 2020.

PINCA, S. *et al.* Relative importance of habitat and fishing in influencing reef fish communities across seventeen Pacific Island Countries and Territories. **Fish and Fisheries**, [s.l.], v. 13, n. 4, p. 361-379, 2012. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1467-2979.2011.00425.x?casa_token=Z_fWS0yhuz0AAAAA%3AgbGvs8owCDcvOto5JAGlCK0_39QViBxyU0JM2loFNGgeFQ4O1XMbL9q0Y2kaPKrtqZrSJWAB3Otd2yqe. Acesso em: 14 jan. 2020.

POTTER, I. C.; TWEEDLEY, J. R.; ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K. The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. **Fish and Fisheries**, [s.l.], v. 16, n. 2, p. 230-239, 2015. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/faf.12050?casa_token=k6yDgvhdN1cAAAAA:QmMYe4feNsGo7rimYaF2bWfB7tHax4oJMnlhTAP7dfQJ83xol7vLqZx1g7g4tDovyq1qf6WoIpoHxUIA. Acesso em: 23 nov. 2019.

QUINONES, Eliane Marta *et al.* **Relações água-solo no sistema ambiental do estuário de Itanhaém (SP)**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000. Disponível em: <https://core.ac.uk/reader/296827490>. Acesso em: 17 out. 2019.

RAY, G. C. Connectivities of estuarine fishes to the coastal realm. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 64, n. 1, p. 18-32, 2005. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0272771405000363?casa_token=acaDdEj8TnkAAAAA:JpSXpEehftIrd4_v8fVL730gmNPSxCxDMc-gcvPRqibEL0MQJv-TE3tOVtOilgZ2tjxb5FiXXw. Acesso em: 18 fev. 2020.

REIS-FILHO, J. A.; ALCÂNTARA SANTOS, A. C. Effects of substratum type on fish assemblages in shallow areas of a tropical estuary. **Marine Ecology**, [s.l.], v. 35, n. 4, p. 456-470, 2014. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/maec.12102?casa_token=NtMDDeBq4b1cAAAAA%3ARIKIQiTpTxxIzsXBH8G0KXFBQGAIJqrTKvnWac1R2KHq118jD8PO13JRN8_6uN4Cae8XBt_bmSx_9ipU. Acesso em: 28 jan. 2019.

REIS-FILHO, J. A.; HARVEY, E. S.; GIARRIZZO, T. Impacts of small-scale fisheries on mangrove fish assemblages. **ICES Journal of Marine Science**, [s.l.], v. 76, n. 1, p. 153-164, 2019. Disponível em: <https://academic.oup.com/icesjms/article/76/1/153/5106384>. Acesso em: 14 jan. 2020.

REIS-FILHO, J. A.; NUNES, J. A. C. C.; FERREIRA, A. Estuarine ichthyofauna of the Paraguaçu river, Todos os Santos bay, Bahia, Brazil. **Biota Neotropica**, [s.l.], v. 10, n. 4, p. 301-311, 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/MyWhfNG3vFzV6JfsvfxkfTQ/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 23 fev. 2021.

REZENDE, C. E.; KAHN, J. R.; PASSARELI, L.; VÁSQUEZ, W. F. An economic valuation of mangrove restoration in Brazil. **Ecological Economics**, [s.l.], v. 120, p. 296-302, 2015. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921800915004279?casa_token=nReZqcwTZ90AAAAA:YdN-JIbdIjr54qrhzk9tVPBKX5jfGbNEEnYqiBTKn3Ji5kpA2NKTMYY_oyxghZzjaPkrcXFFYvY. Acesso em: 12 jan. 2020.

RICE, J. C.; ROCHET, M. J. A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. **ICES Journal of Marine Science**, [s.l.], v. 62, n. 3, p. 516-527, 2005. Disponível em: <https://academic.oup.com/icesjms/article/62/3/516/664653?login=true>. Acesso em: 24 mar. 2021.

ROCHETTE, S. *et al.* Effect of nursery habitat degradation on flatfish population: Application to *Solea solea* in the Eastern Channel (Western Europe). **Journal of sea Research**, [s.l.], v. 64, n. 1-2, p. 34-44, 2010. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1385110109000768?casa_token=2EL_uSstHMUAAAAA:qFccorAIIBR8a-nHiSa-BP4-fFJSulpGwOPltLpDk2RNB7oVEmIouuCOkjAbjhUoG2bUyerMa2w. Acesso em: 23 mai. 2020.

ROGERS, L. A. *et al.* Shifting habitats expose fishing communities to risk under climate change. **Nature Climate Change**, [s.l.], v. 9, n. 7, p. 512-516, 2019. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41558-019-0503-z>. Acesso em: 18 jan. 2020.

RUETZ III, CARL R.; BREEN, M. J.; VANHAITSMA, D. L. Habitat structure and fish predation: effects on invertebrate colonisation and breakdown of stream leaf packs.

Freshwater Biology, [s.l.], v. 51, n. 5, p. 797-806, 2006. Disponível em:

https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2427.2006.01525.x?casa_token=t_0M9zRhzyMAAAAA%3A-9N2wQE-QgxF87Mmx8fZXWDP_lyD2XPAwRqTp-MSnC7-bZ5PS4YIvD-mc-YZ8qVe4uxu_8RaxfGL-GOq. Acesso em: 15 fev. 2020.

SANTOS, E. S. *et al.* Cultivo do peixe ornamental molinésia (*Poecilia* sp) em esgotos domésticos tratados: desempenho zootécnico e avaliação do bem-estar animal. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, [s.l.], v. 6, n. 1, p. 255-264, 2015.

Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/abmvz/a/T4dxPKrQFQycZMC6LqxRWGh/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 12 mai. 2020.

SANTOS, E.P. **Dinâmica de populações aplicada à pesca e piscicultura**. São Paulo: EDUSP, 1978, 129 p.

SANTOS, J. A. P. *et al.* Composição e variação temporal da assembleia de peixes do alto sistema estuarino de Santos, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, [s.l.], v. 41, n. 4, p. 945-959, 2018. Disponível em: <https://209.124.77.230/index.php/bip/article/view/1086>. Acesso em: 12 fev. 2020.

SANTOS, N. M.; LANA, P. Present and past uses of mangrove wood in the subtropical Bay of Paranaguá (Paraná, Brazil). **Ocean & Coastal Management**, Amsterdam, v. 148, 2017.

Disponível em:

https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964569116303763?casa_token=zrX54ucQXXcAAAAA:JUtPBS_h2FbTAAG7HV7NQpJi3I6BqV_dFrnN-SQ7_xNdPhE8r9Fv3qB63w9UpM3C9j5leiQbGM4. Acesso em: 21 fev. 2020.

SANTOS, R. V. S.; RAMOS, S.; BONECKER, A. C. T. Environmental control on larval stages of fish subject to specific salinity range in tropical estuaries. **Regional Studies in Marine Science**, [s.l.], v. 13, p. 42-53, 2017. Disponível em:

https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352485516302973?casa_token=b1mP54U48H8AAAAA:LaeDaCKsrVffyTB85rZshx0aBUxHWotwwqfJG2RX0ZelK-jNZmn-AjAuLpn46vAJJTgA-UEmKiM. Acesso em: 10 jan. 2021.

SASSI, R. Phytoplankton and environmental factors in the Paraíba do Norte River Estuary, northeastern Brazil: composition, distribution and quantitative remarks. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, [s.l.], v. 39, p. 93-115, 1991. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/bioce/a/Cxpw44CcLthMfrGLTMJsCp/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 16 jan. 2020.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Mangue e manguezal. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018, p. 179. Disponível em:

https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/manguezais/atlas_dos_manguezais_do_brasil.pdf. Acesso em: 25 fev. 2020.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; SORIANO-SIERRA, E. J.; VALE, C. C.; BERNINI, E.; ROVAI, A. S.; PINHEIRO, M. A. A.; SCHMIDT, A. J.; ALMEIDA, R.; COELHO-JR., C.; MENGHINI, R. P.; MARTINEZ, D. I.; ABUCHAHLA, G. M. O.; CUNHA-LIGNON, M.; CHARLIER-SARUBO, S.; SHIRAZAWA-FREITAS, J.; CINTRÓN-MOLERO, G. Climate changes in mangrove forests and salt marshes. **Brazilian Journal of Oceanography**, [s.l.], v. 64, n. SPE2, p. 37-52, 2016. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjoce/a/7D4PsBhYcGLY3Byn7QqdsvC/abstract/?lang=en>. Acesso em: 25 fev. 2020.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; VALE, C. C.; CINTRÓN, G. Monitoramento do ecossistema de manguezal: características funcionais. **Protocolos para monitoramento de habitats bentônicos costeiros-rede de monitoramento de habitats bentônicos costeiros-rebentos**, [s.l.: s.n.], 2015. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/002710998>. Acesso em: 11 fev. 2020.

SCHMERA, D.; ERŐS, T.; HEINO, J. Habitat filtering determines spatial variation of macroinvertebrate community traits in northern headwater streams. **Community Ecology**, [s.l.], v. 14, n. 1, p. 77-88, 2013. Disponível em: [https://akjournals.com/configurable/content/journals\\$002f168\\$002f14\\$002f1\\$002farticle-p77.xml?t:ac=journals%24002f168%24002f14%24002f1%24002farticle-p77.xml](https://akjournals.com/configurable/content/journals$002f168$002f14$002f1$002farticle-p77.xml?t:ac=journals%24002f168%24002f14%24002f1%24002farticle-p77.xml). Acesso em: 30 mar. 2021.

SELLESLAGH, J.; AMARA, R. Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a small macrotidal estuary (eastern English Channel). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 79, n. 3, p. 507-517, 2008. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771408002011?casa_token=fu9m-m54BwwAAAA:WW1X1QTyQ-YTkil6-0GpTNAwn-FHEQ6qvWaJSctJJuToBEQ19I8tnXSZPZ2KXCCwWwk0ZCnmRcw. Acesso em: 25 fev. 2021.

SEMACE - SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Manguezais do nordeste do Brasil**. Avaliação das áreas de manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco. Fortaleza. SEMACE, 2006.

SHEAVES, M. Consequences of ecological connectivity: the coastal ecosystem mosaic. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 391, p. 107-115, 2009. Disponível em: <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v391/p107-115/>. Acesso em: 12 fev. 2021.

SHEAVES, M.; BAKER, R.; JOHNSTON, R. Marine nurseries and effective juvenile habitats: an alternative view. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 318, p. 303-306, 2006. Disponível em: <http://www.int-res.com/articles/meps2006/318/m318p303.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2021.

SHEAVES, M.; BAKER, R.; NAGELKERKEN, I.; CONNOLLY, R. M. True value of estuarine and coastal nurseries for fish: incorporating complexity and dynamics. **Estuaries and Coasts**, [s.l.], v. 38, n. 2, p. 401-414, 2015. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12237-014-9846-x>. Acesso em: 09 fev. 2020.

SHEAVES, M.; JOHNSTON, R.; BAKER, R. Use of mangroves by fish: new insights from in-forest videos. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 549, p. 167-182, 2016.

Disponível em: <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v549/p167-182/>. Acesso em: 22 fev. 2021.

SILVA JUNIOR, M. G. *et al.* Caracterização da ictiofauna em três canais de maré do estuário do Rio Paciência, Ilha de São Luís, Estado do Maranhão. **Arquivos de Ciências do Mar**. Fortaleza, v. 46, n. 1, p. 5-21, 2013. Disponível em: http://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/8779/1/2013_art_mgsilvajunior.pdf. Acesso em: 12 out. 2020.

SILVA, A. P. C. *et al.* Análise cienciométrica regional em redes de pesca: um panorama das tendências estabelecidas por pescadores artesanais brasileiros. **Brazilian Journal of Development**, [s.l.], v. 6, n. 5, p. 25626-25645, 2020. Disponível em: <https://www.brazilianjournals.com/index.php/BRJD/article/view/9726>. Acesso em: 17 out. 2020.

SILVA, E. V.; RODRIGUEZ, J. M. M.; FARIAS, J. F.; CHAVES, L. O. A geocologia das paisagens como embasamento teórico-metodológico para o planejamento e gestão do litoral. In: **Gestão da zona costeira: Estudos de Casos no Nordeste do Brasil**. 1ª ed. Mossoró: Edições UERN, v. 01, 2015, p. 14-31.

SOARES, M. L. G. Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos-SP, v. 59, n. 3, p. 503-515, 1999. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbbio/a/GZ9qFwMHNQkWt7Mr9scfQdG/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 25 out. 2019.

SOUZA, B. B. D.; MELO, J. D. D.; CORREA, M.; MOURA, A. O.; SANTOS, F. F.; GUIMARÃES, M. C.; BARROS NETO, H. M. C. D. Sensoriamento remoto aplicado ao mapeamento e quantificação de áreas de manguezal no estado de Sergipe. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 17, n. 57, p. 126-134, 2016. Disponível em: [https://repositorio.ifs.edu.br/biblioteca/bitstream/123456789/827/2/Sensoriamento%20remoto%20aplicado%20ao%20mapeamento%20e%20quantificacao%20de%20areas%20\(1\).pdf](https://repositorio.ifs.edu.br/biblioteca/bitstream/123456789/827/2/Sensoriamento%20remoto%20aplicado%20ao%20mapeamento%20e%20quantificacao%20de%20areas%20(1).pdf). Acesso em: 04 mai. 2020.

SOUZA, C. A.; DUARTE, L. F. A.; JOÃO, M. C.; PINHEIRO, M. A. Biodiversidade e conservação dos manguezais: importância bioecológica e econômica, p. 16-56. In: PINHEIRO, M.A.A.; TALAMONI, A.C.B. (Org.). **Educação Ambiental sobre Manguezais**. São Vicente, Unesp, 2018, p. 165. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Marcio-Joao/publication/322788597_Biodiversidade_e_conservacao_dos_manguezais_importancia_bioecologica_e_economica/links/5a6fe5e0aca272e425eb303a/Biodiversidade-e-conservacao-dos-manguezais-importancia-bioecologica-e-economica.pdf. Acesso em: 23 ago. 2019.

SRIVASTAVA, D. S. Habitat structure, trophic structure and ecosystem function: interactive effects in a bromeliad–insect community. **Oecologia**, [s.l.], v. 149, n. 3, p. 493-504, 2006. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-006-0467-3>. Acesso em: 13 fev. 2020.

STEIN, A.; KREFT, H. Terminology and quantification of environmental heterogeneity in species-richness research. **Biological Reviews**, [s.l.], v. 90, n. 3, p. 815-836, 2015. Disponível

em:

https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/brv.12135?casa_token=paCU3mh9h1kAAA%3Akzv8Y4LGgPb2s3cmbZAa66ajqlijBud585bjhyikTEuSPabB-8obeaMcS4orwiTStMAWZwAb14UJT7pB. Acesso em: 16 fev. 2020.

STRAYER, D. L.; FINDLAY, S. E. G. Ecology of freshwater shore zones. **Aquatic Sciences**, [s.l.], v. 72, n. 2, p. 127-163, 2010. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%252Fs00027-010-0128-9>. Acesso em: 30 mar. 2021.

STURGES, H. A. The choice of a class interval. **Journal of the american statistical association**, [s.l.], v. 21, n. 153, p. 65-66, 1926. Disponível em: <http://www.esalq.usp.br/departamentos/lce/arquivos/aulas/2013/LCE0216/Sturges1926.pdf>. Acesso em: 13 mai. 2020.

SUNDBLAD, G.; BERGSTRÖM, U.; SANDSTRÖM, A.; EKLÖV, P. Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. **ICES Journal of Marine Science**, [s.l.], v. 71, n. 3, p. 672-680, 2014. Disponível em: <https://academic.oup.com/icesjms/article/71/3/672/631404>. Acesso em: 01 out. 2019.

SZUWALSKI, C. S.; THORSON, J. T. Global fishery dynamics are poorly predicted by classical models. **Fish and Fisheries**, [s.l.], v. 18, n. 6, p. 1085-1095, 2017. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/faf.12226?casa_token=rwDlx4duv18AAAAA:wVSB_D08nEgUJnZjiZaqycC0BybW7epjppNwIDmkVuvaLoGReYfyVXf5argvF8QBMv8RIGWdWGpIm6MC. Acesso em: 11 out. 2019.

TAYLOR, D. S. *et al.* Mangrove removal in the Belize cays: effects on mangrove-associated fish assemblages in the intertidal and subtidal. **Bulletin of Marine Science**, [s.l.], v. 80, n. 3, p. 879-890, 2007. Disponível em: <https://www.ingentaconnect.com/content/umrsmas/bullmar/2007/00000080/00000003/art00026>. Acesso em: 25 mar. 2021.

TEH, L. C. L.; PAULY, D. Who brings in the fish? The relative contribution of small-scale and industrial fisheries to food security in Southeast Asia. **Frontiers in Marine Science**, [s.l.], v. 5, p. 44, 2018. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2018.00044/full>. Acesso em: 21 abr. 2020.

TEIXEIRA, T. P.; PINTO, B. C.; TERRA, B. D. F.; ESTILIANO, E. O.; GRACIA, D.; ARAÚJO, F. G. Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. **Iheringia. Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 95, n. 4, 2005. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/isz/a/7vc6Hj7F4zjBgGRKHDfCWsj/abstract/?lang=pt&format=html>. Acesso em: 06 mar. 2020.

THIERS, P. R. L.; MEIRELES, A. J. A.; SANTOS, J. O. **Manguezais na costa oeste cearense: preservação permeada de meias verdades**. [s.n.], 2016. 127 p. Disponível em: <https://bit.ly/2XYMzGi>. Acesso em: 09 mar. 2020.

THRUSH, S. F.; DAYTON, P. K. What can ecology contribute to ecosystem-based management? **Annual Review of Marine Science**, [s.l.], v. 2, p. 419-441, 2010. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev-marine-120308->

081129?casa_token=ZmXPaQaF3fQAAAAA:0xds0YgqW6KsXNj4V51kgJzekjVgpzW4uV Cth1RP2KEiO5Nj7LR4zHjLfZb_cerSjLoevSMhmmkOZ3I3. Acesso em: 25 jun. 2020.

TRAN, L.X.; FISCHER, A. Spatiotemporal changes and fragmentation of mangroves and its effects on fish diversity in Ca Mau Province (Vietnam). **Journal of Coastal Conservation**, [s.l.] v. 21, p. 355-368, 2017. Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2Fs11852-017-0513-9.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2019.

UIEDA, V. S.; MOTTA, R. L. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s.l.], v. 19, n. 1, p. 15-30, 2007. Disponível em: https://ablimno.org.br/acta/pdf/acta19_voll_02.pdf. Acesso em: 04 dez. 2019.

VALDUJO, P. H. Distribuição de espécies arbóreas sob diferentes níveis de inundação no manguezal. In: **Livro do curso de campo “Ecologia da Mata Atlântica” (G. Machado)**. [s.n.], 2008. Disponível em: http://143.107.246.244/curso/2008/pdf/I_PAULA.pdf. Acesso em: 21 jul. 2020.

VALESINI, F. J. *et al.* A user-friendly quantitative approach to classifying nearshore marine habitats along a heterogeneous coast. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s.l.], v. 57, n. 1-2, p. 163-177, 2003. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0272771402003414?casa_token=xNcePQUBHTYAAAAA:zsrT4yF6579F5i4Y7I7FP5Jc1kzYXxZMlypXIwizTRWyozi6ESTjDC04cKSGkfqWyoBed9nQhzE. Acesso em: 13 set. 2020.

VASCONCELOS FILHO, J. I. F.; MAIA, R. C.; SALLES, R. Desempenho dos diferentes métodos de amostragem para caracterização da ictiofauna associada ao manguezal da praia de Arpoeiras em Acaraú, Ceará. **Arquivos ciências do mar**, Fortaleza, v. 52, n. 1, p. 81-98, 2019. Disponível em: <http://www.periodicos.ufc.br/arquivosdecienciadomar/article/view/40386>. Acesso em: 11 fev. 2020.

VASCONCELOS-FILHO, A. L.; OLIVEIRA, A. M. E. 2000. Ictiofauna. In: **Gerenciamento participativo de estuários e manguezais**. Recife, Editora UFPE. p. 143-153.

VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: Eduem, v. 169, 1996.

VERWEIJ, M. C.; NAGELKERKEN, I.; DE GRAAFF, D.; PEETERS, M.; BAKKER, E. J.; VAN DER VELDE, G. Structure, food and shade attract juvenile coral reef fish to mangrove and seagrass habitats: a field experiment. **Marine Ecology Progress Series**, [s.l.], v. 306, p. 257-268, 2006. Disponível em: <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v306/p257-268/>. Acesso em: 03 dez. 2019.

WAYCOTT, M.; DUARTE, C. M.; CARRUTHERS, T. J.; ORTH, R. J.; DENNISON, W. C.; OLYARNIK, S.; CALLADINE, A.; FOURQUREAN, J. W.; HECK, K. L.; HUGHES, A. R.; KENDRICK, G. A. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. **Proceedings of the national academy of sciences**, [s.l.], v. 106, n. 30, p. 12377-12381, 2009. Disponível em: <https://www.pnas.org/content/106/30/12377.short>. Acesso em: 17 nov. 2019.

WHITFIELD, A. K. The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, [s.l.], v. 27, n. 1, p. 75-110, 2017. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11160-016-9454-x> Acesso em: 21 fev. 2021.

WHITLOW, W. L.; GRABOWSKI, J. H. Examining how landscapes influence benthic community assemblages in seagrass and mudflat habitats in southern Maine. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, [s.l.], v. 411, p. 1-6, 2012. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022098111004692?casa_token=i17qsFRjPPMAAAAA:Vq0fqYNcowzw8slrB3Y2vBxDvk5tNXHFVFPj_TBn0Ryz-lrQWNCNcrHDFEaOWSEsU7xlcFjSq0. Acesso em: 26 mai. 2020.

WILKINSON, C. **Status of Coral Reefs of the World**: 2008 Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre. [s.n.], 2008. Disponível em: <https://www.sprep.org/att/IRC/eCOPIES/Global/213.pdf>. Acesso em: 29 nov. 2019.

WILKINSON, C.; SALVAT, B. Coastal resource degradation in the tropics: does the tragedy of the commons apply for coral reefs, mangrove forests and seagrass beds. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 64, n. 6, p. 1096-1105, 2012. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X12000641?casa_token=nPtV7TXJzd0AAAAA:S2cMbCE4V2PXFEAUMn54VmxliiTXgCQ3MgFRaQfI6h0xjnuKsgfM1rLdn7bB6bk383GQyQdTHws. Acesso em: 22 out. 2019.

WILSON, S. K. *et al.* Relative and combined effects of habitat and fishing on reef fish communities across a limited fishing gradient at Ningaloo. **Marine Environmental Research**, [s.l.], v. 81, p. 1-11, 2012. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0141113612001419?casa_token=QFiIy5pXMRcAAAAA:4XULgzQd4lpWs8CRa4NV-pIERoVchI6L92IPZCIsWy349NI4f7B0gxRnYQOh4512QJ9rmFttZw8. Acesso em: 18 jan. 2020.

WOLFF, M. **Tropical waters and their living resources: Ecology, Assessment, and Management**. Hauschild, 2009.

XAVIER, J. H. A. *et al.* Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangrove-reef gradient. **Neotropical Ichthyology**, [s.l.], v. 10, n. 1, p. 109-122, 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ni/a/DvXyLtdPwhKbnzvbm3jRv3L/abstract/?lang=en>. Acesso em: 28 mar. 2021.

XIMENES, L. Q. L.; MATEUS, L. A. F.; PENHA, J. M. F. Variação temporal e espacial na composição de guildas alimentares da ictiofauna em lagoas marginais do Rio Cuiabá, Pantanal Norte. **Biota Neotropica**, [s.l.], v. 11, n. 1, p. 205-215, 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/qrg6GFdskQZvRqKfdWhwjRP/?lang=pt&format=html>. Acesso em: 21 fev. 2021.

YATES, K. L.; MELLIN, C.; CALEY, M. J.; RADFORD, B. T.; MEEUWIG, J. J. Models of marine fish biodiversity: assessing predictors from three habitat classification schemes. **PloS one**, [s.l.], v. 11, n. 6, 2016. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4917103/>. Acesso em: 09 jan. 2020.

ZAKARIA, M.; RAJPAR, M. N. Assessing the fauna diversity of Marudu Bay mangrove forest, Sabah, Malaysia, for future conservation. **Diversity**, [s.l.], v. 7, n. 2, p. 137-148, 2015. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1424-2818/7/2/137>. Acesso em: 10 fev. 2021.

ZHANG, Y. *et al.* Habitat Use by Fish across Tidal Cycles in a Tropical Estuarine Mangrove Ecosystem (Dongzhaigang Bay, Hainan, China). **Journal of Coastal Research**, [s.l.], v. 37, n. 1, p. 156-167, 2021. Disponível em: <https://meridian.allenpress.com/jcr/article-abstract/37/1/156/448982/Habitat-Use-by-Fish-across-Tidal-Cycles-in-a>. Acesso em: 10 jan. 2021.