

ISABELA MARIA DA SILVA ARAÚJO

**CONECTIVIDADE ENTRE AMBIENTES COSTEIROS DE MARACAÍPE,
LITORAL SUL DE PERNAMBUCO, ATRAVÉS DO ESTUDO DA ESTRUTURA DA
ASSEMBLEIA DE LARVAS E JOVENS DE PEIXES.**

RECIFE,

2017



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E AQUICULTURA

**CONECTIVIDADE ENTRE AMBIENTES COSTEIROS DE MARACAÍPE,
LITORAL SUL DE PERNAMBUCO, ATRAVÉS DO ESTUDO DA ESTRUTURA DA
ASSEMBLEIA DE LARVAS E JOVENS DE PEIXES.**

Isabela Maria da Silva Araújo

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco como exigência para obtenção do título de Doutor.

Prof. Dr. WILLIAM SEVERI
Orientador

Recife,
Fevereiro/2017

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

A663c Araujo, Isabela Maria da Silva
Conectividade entre ambientes costeiros de Maracáípe, litoral sul
de Pernambuco, através do estudo da estrutura da assembleia de
larvas e jovens de peixes / Isabela Maria da Silva Araujo. – 2017.
113 f. : il.

Orientador: William Severi.
Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de
Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e
Aqüicultura, Recife, BR-PE, 2017.
Inclui referências.

1. Ictiofauna 2. Estuário 3. Enseada 4. Zona de arrebenção
I. Severi, William, orient. II. Título

CDD 639

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E AQUICULTURA

**CONECTIVIDADE ENTRE AMBIENTES COSTEIROS DE MARACAÍPE, LITORAL SUL
DE PERNAMBUCO, ATRAVÉS DO ESTUDO DA ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE
LARVAS E JOVENS DE PEIXES.**

Isabela Maria da Silva Araújo

Tese julgada adequada para obtenção do título de Doutor em Recursos Pesqueiros e Aquicultura. Defendida e aprovada em 24/02/2017 pela seguinte Banca Examinadora.

Prof. Dr. WILLIAM SEVERI (Orientador)
Departamento de Pesca e Aquicultura - UFRPE

Prof. Dr. PAULO GUILHERME DE OLIVEIRA VASCONCELOS
Departamento de Pesca e Aquicultura - UFRPE

Prof. Dr(a). ANA CARLA ASFORA EL-DEIR
Departamento de Biologia- UFRPE

Prof. Dr(a). PATRÍCIA BARROS PINHEIRO
Departamento de Educação – Colegiado de Engenharia de Pesca - UNEB

Prof. Dr. DRAUSIO VERAS
Departamento de Pesca e Aquicultura – Unidade UAST - UFRPE

Dedicatória

Dedicamos este trabalho a toda a equipe do projeto
Conectividade entre ambientes costeiros do litoral sul
de Pernambuco.

Agradecimentos

Ao programa de Pós-graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura da UFRPE.

À FACEPE, pela concessão da bolsa.

Ao meu orientador William Severi, pelos dezesseis anos de ensinamentos, suporte, amizade e paciência.

A toda equipe do projeto: Daniel Melo, Rodrigo Gomes, Thaís Barreto, Nelson, Caio, Jonatha, Kennya, Fernanda Favero, Morgana, Rebeca, Bárbara, por todo esforço em campo e em laboratório.

A Aline, Tatiane, Sandra, Natália, Leidiane, Helder e José Carlos, pelo auxílio, companheirismo em laboratório e amizade.

A Telma, Selma, Vanelly, Eliane, Carmem, Zenaide e Luciana, funcionárias e amigas.

A Verônica pela amizade, incentivo e ensinamentos de força e fé, e por toda ajuda na burocracia financeira.

A toda minha família, que sempre me apoiou e me deu suporte nas minhas ausências, minha base.

A DEUS.

Resumo

Estudos sobre conectividade entre ambientes costeiros são importantes ferramentas de identificação de padrões de uso de habitats por peixes, que é uma das principais questões da ecologia para o entendimento da relação entre o indivíduo e o ambiente. Deste modo, no intuito de elucidar questões acerca da organização e distribuição de espécies de peixes costeiros, este trabalho tem como objetivo entender a dinâmica de ocupação das espécies entre os diferentes ambientes costeiros estudados, através da distribuição e abundância de classes de tamanho entre os ambientes. As amostras foram realizadas em uma região costeira no nordeste do Brasil. As amostras foram realizadas mensalmente entre março de 2012 e fevereiro de 2013, nos períodos vazante-noturno e vazante-diurno. As amostras de peixes foram obtidas através de arrastos de praia, com rede tipo picaré, com malha de 5 mm. Foi analisado um total de 16.458 indivíduos jovens pertencentes a 53 famílias e 130 espécies dentre todos os ambientes amostrados. EST 2 apresentou o maior número de indivíduos, seguido de EST 1, ENS, EST 3 e ARR. Além da maior quantidade de indivíduos, EST 2 também apresentou a maior riqueza, seguido por ENS, ARR e EST 1 e EST 3. Os valores de diversidade comparativamente menores apresentados entre os ambientes estuarinos se devem à dominância de algumas espécies, tais como *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus lefroyi* e *Lile piquitinga*. Apesar da movimentação de algumas espécies entre os ambientes, há preferência de algumas por determinado ambiente em particular. Esse fato foi observado pela análise detalhada feita em larvas e jovens de *Ctenogobius boleosoma*, onde foi observado, em relação às larvas, que as menores médias de comprimento foram registradas nas estações ENS e REC, enquanto que as maiores larvas foram encontradas na EST2. Os juvenis apresentaram semelhanças quanto ao local de amostragem, já que as menores médias estão nos locais ENS e EST 3. Já a alimentação de espécies da família Gerreidae revelou que as espécies estudadas apresentaram segregação espacial em relação a diversidade de presas ingeridas, essas diferenças na preferência dos itens, pode ser uma estratégia de coexistência das mesmas entre os ambientes. Ressaltando desta forma a dependência das mesmas pelo estuário e enseada para alimentação. Através da observação das espécies podemos ressaltar a importância da conectividade entre os ambientes, visto que as mesmas apresentaram papel fundamental na distribuição e abundância nas espécies estuarinas. Este estudo evidenciou a conectividade ecológica entre os ambientes costeiros estudados, através da movimentação de peixes entre habitats na zona costeira de Maracáipe.

Palavras-chave: ictiofauna, estuário, enseada, zona de arrebenção.

Abstract

Studies on connectivity between coastal environments are important tools for identifying patterns of habitat use by fish, which is one of the main issues of ecology for understanding the relationship between the individual and the environment. Thus, in order to elucidate questions about the organization and distribution of coastal fish species, this work aims to understand the dynamics of species occupation among the different coastal environments studied, through the distribution and abundance of size classes between environments. The samples were taken in a coastal region in northeastern Brazil. The samples were carried out monthly between March 2012 and February 2013, during the ebb-night and ebb-diurnal periods. The fish samples were obtained through beach trawls, with a picaré type net, with a 5 mm mesh. A total of 16,458 young individuals from 53 families and 130 species from all the sampled environments were analyzed. EST 2 presented the highest number of individuals, followed by EST 1, ENS, EST 3 and ARR. In addition to the greater number of individuals, EST 2 also presented the highest richness, followed by ENS, ARR and EST 1 and EST 3. The comparatively lower diversity values presented between estuarine environments are due to the dominance of some species such as *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus lefroyi* and *Lile piquitinga*. Despite the movement of some species among the environments, there is preference of some for a particular environment. This fact was observed by the detailed analysis done in larvae and young of *Ctenogobius boleosoma*, where it was observed, in relation to the larvae, that the smallest mean lengths were recorded in the ENS and REC stations, while the largest larvae were found in EST2. The juveniles presented similarities to the sampling site, since the lowest averages are in the ENS and EST 3 sites. The feeding of species of the Gerreidae family revealed that the species studied presented spatial segregation in relation to the diversity of prey ingested, these differences in Preference of the items, can be a strategy of coexistence of the same between the environments. Emphasis is placed on their dependence on the estuary and inlet for food. Through the observation of the species we can emphasize the importance of the connectivity among the environments, since they presented a fundamental role in the distribution and abundance in the estuarine species. This study showed the ecological connectivity between the coastal environments studied, through the movement of fish among habitats in the coastal zone of Maracáípe.

Key words: ichthyofauna, estuary, bay, surf-zone

Lista de figuras

Artigo I - Assembleias de peixes num complexo costeiro do nordeste do Brasil: evidências de conectividade

Página

Figura 1- Mapa da área de estudo com a localização dos locais de coleta: Arrebentação (ARR), Enseada (ENS), Estuário 1 (EST 1), Estuário 2 (EST 2) e Estuário 3 (EST 3) no complexo de Maracaípe, Pernambuco.....31

Figura 2- Biplot da relação entre as variáveis ambientais e a abundância nos locais estudados no complexo costeiro de Maracaípe, litoral sul de Pernambuco.36

Figura 3- Índice de similaridade de Bray-Curtis entre os locais estudados no complexo costeiro de Maracaípe, litoral sul de Pernambuco.40

Figura 4- Análise de correspondência entre os locais e famílias capturadas no complexo costeiro de Maracaípe, litoral sul de Pernambuco. A categoria Outros corresponde às seguintes famílias: Acanthuridae, Antennariidae, Apogonidae, Ariidae, Balistidae, Dactylopteridae, Dactyloscopidae, Diodontidae, Elopidae, Fistulariidae, Monacanthidae, Mullidae, Narcinidae, Ophichthidae, Pomacanthidae, Pristigasteridae, Scaridae, Serranidae, Sparidae, Syngnathidae e Uranoscopidae.....41

Figura 5- Índice de similaridade de Jaccard de presença e ausência para as espécies com abundância maior que 2% do total, capturadas entre os locais de estudo no complexo costeiro de Maracaípe, litoral sul de Pernambuco.....42

Figura 6- Índice de similaridade de Bray-Curtis para as espécies com abundância maior que 2% do total, entre os ambientes estudados no complexo costeiro de Maracaípe, litoral sul de Pernambuco.....43

Figura 7- Figura 7 – Distribuição das espécies com abundância superior a 2% e suas respectivas guildas de ocupação entre os ambientes estudados no complexo costeiro de Maracaípe, litoral sul de Pernambuco. A: espécies dominantes no Estuário, B: espécies dominantes no Estuário e Enseada, C: espécies dominantes na Enseada, D: espécies dominantes na Enseada e Arrebentação e D: espécies dominantes na Arrebentação. R: estuarino residente, ED: estuarino dependente, EO: estuarino oportunista44

Figura 8- Variação espacial do comprimento padrão (média e desvio padrão) dos indivíduos das espécies mais abundantes capturadas entre os locais de amostragem no complexo costeiro de Maracaípe, litoral sul de Pernambuco.....45

Artigo II - Spatial pattern of size distribution of early stages of *Ctenogobius boleosoma* (Actinopterygii, Gobiidae) according to habitat

Figura 1- Map of the study area with the sampling locations: Reef (REF), surf zone (SUZ), bay (BAY), estuary 1 (EST 1) estuary 2 (EST 2) and estuary 3 (EST 3) in the Maracaípe complex, Pernambuco, northeastern Brazil68

Figura 2- Principal Component Analysis (PCA) for the variables sampled in the surf zone (SUZ), bay (BAY), reef (REF) and estuary (EST1, EST2, EST3) in the Maracaípe complex, Pernambuco, northeastern Brazil.....70

Figura 3- Boxplots for means, standard deviation, maximum and minimum values of standard length of larvae (A, B and C) and juveniles (D, E, F) organized by sampling location, season and day period in the Maracaípe complex, Pernambuco, northeastern Brazil.....73

Figura 4- Abundance by classes of standard length for larvae and juveniles collected in Reef (REF), surf zone (SUZ), bay (BAY) and estuary (EST 3, EST 2 and EST 1) in the Maracaípe complex, Pernambuco, northeastern Brazil.....74

Artigo III - Segregação espacial e dieta de espécies da família Gerreidae capturados num complexo costeiro do Nordeste do Brasil.

Figura 1- Mapa da área de estudo com a localização dos locais de coleta: arrebentação (ARR), enseada (ENS), estuário 1 (EST 1), estuário 2 (EST 2) e estuário 3 (EST 3), no complexo de Maracaípe, Pernambuco..... 88

Figura 2 - Boxplot para média, desvio padrão, máximo e mínimo de comprimento padrão para *E. lefroy* (A) *E. argenteus* (B) e *E. melanopterus* (C) organizados por local de amostragem, estações do ano e períodos do dia no complexo Maracaípe, Pernambuco.....93

Figura 3 – Análise dos componentes principais (PCA) para as variáveis ambientais e abundância de *Eucinostomus lefroy*, *Eucinostomus argenteus* e *Eucinostomus melanopterus*, para a zona de arrebentação (ARR), enseada (ENS) e estuário (EST 1, EST2, EST3) no complexo costeiro de Maracaípe, Pernambuco.. 94

Figura 4 – Heatmap da dieta de *Eucinostomus melanopterus* por classes de CP (mm), do Complexo costeiro de Maracaípe, Pernambuco97

Figura 5 – Heatmap da dieta de *Eucinostomus argenteus* por classes de CP (mm), do Complexo costeiro de Maracaípe, Pernambuco.....98

Figura 6– Heatmap da dieta de <i>Eucinostomus lefroyi</i> por classes de CP (mm), do complexo costeiro de Maracáípe, Pernambuco.....	99
Figura 7 – MDS dos locais, dados ambientais e dieta <i>Eucinostomus melanopterus</i> no complexo costeiro de Maracáípe, litoral sul de Pernambuco.....	100
Figura 8 – MDS dos locais, dados ambientais e dieta <i>Eucinostomus argenteus</i> no complexo costeiro de Maracáípe, Pernambuco.....	101
Figura 9 – MDS dos locais, dados ambientais e dieta de <i>Eucinostomus lefroyi</i> no complexo costeiro de Maracáípe, Pernambuco.....	101
Figura 10 – MDS da dieta de <i>Eucinostomus lefroyi</i> , <i>E. argenteus</i> e <i>E. melanopterus</i> , do complexo costeiro de Maracáípe, Pernambuco.....	102
Figura 11 – MDS dos locais, itens, espécies (<i>E lefroyi</i> , <i>E. argenteus</i> , e <i>E. melanopterus</i>) e dados abióticos do complexo costeiro de Maracáípe, de Pernambuco.....	102

Lista de tabelas

Artigo I - Assembleias de peixes num complexo costeiro do nordeste do Brasil: evidencias de conectividade

Página

Tabela 1- Variáveis abióticas (Mínima, Máxima e Desvio padrão), entre os locais de amostragem no complexo costeiro de Maracaípe, litoral sul de Pernambuco. Letras diferentes para diferenças significativas: minúsculas para clorofila a com $p=0,0103$ e maiúsculas para oxigênio dissolvido $p<0,000$35

Tabela 2- Lista das espécies capturadas nos diversos ambientes costeiros de Maracaípe com abundancia e valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.) de comprimento padrão (CP) entre os locais de coleta. Arrebentação (ARR), Enseada (ENS) e Estuário (EST 1, 2 e 3).38

Artigo II - Spatial pattern of size distribution of early stages of *Ctenogobius boleosoma* (Actinopterygii, Gobiidae) according to habitat

Tabela 1- ANOVA results for the standard length of larvae and juveniles by location, day period and season in the Maracaípe complex, Pernambuco. Significant values are in bold71

Tabela 2- Results of the Tukey Test (*post hoc*) for significant interactions given by the ANOVA for the standard length of larvae and juveniles sampled in the Maracaípe complex, Pernambuco72

Artigo III - Segregação espacial e dieta de espécies da família Gerreidae capturados num complexo costeiro do Nordeste do Brasil.

Tabela 1 – Frequência de Ocorrência (FO%), Frequência Volumétrica (V%) e Índice limentar (IAi%) da dieta de *E. melanopterus*, *E. argenteus* e *E. lefroyi* do complexo costeiro de Maracaípe, Pernambuco.....95

Tabela 2 - Táxons dos itens alimentares da dieta de *E. melanopterus*, *E. argenteus* e *E. lefroyi* do complexo costeiro de Maracaípe, Pernambuco 96

Sumário

Página

Dedicatória

Agradecimento

Resumo

Abstract

Lista de figuras

Lista de tabelas

1- Introdução.....	14
2- Revisão de literatura.....	16
3- Referências bibliográficas	20
4- Artigo científico	25
4.1- Artigo científico I.....	26
4.2- Artigo científico II.....	63
4.3- Artigo científico III	82

1- Introdução

Ecosistemas costeiros marinhos e estuarinos possuem muitas funções importantes para águas costeiras, sobretudo por possuírem alta produtividade primária e secundária e suportar grande abundância e diversidade de peixes e invertebrados (BECK et al., 2001). São consideradas áreas de transição ecológica entre ecossistemas terrestres e marinhos, possibilitando assim trocas genéticas e de biomassa, caracterizando-as como ambientes dinâmicos e biologicamente diversificados (MONTEIRO-NETO et al., 2008;).

Esses ambientes, de águas rasas costeiras tropicais, são ecossistemas únicos e geralmente ligados uns aos outros através dos movimentos de organismos, nutrientes e outros materiais (NAGELKERKEN, 2009). As características próprias desses ambientes e sua conexão determinam limites nas características do ciclo de vida das espécies, aumentando a necessidade de existirem táticas e estratégias de sobrevivência entre esses habitats (SHEAVES, 2005).

Dentre os ecossistemas marinhos costeiros interligados, se incluem os estuários, zona de arrebentação, enseadas e áreas recifais, que desempenham importante papel no ciclo de vida de vários organismos marinhos, sobretudo por serem considerados ambientes produtivos, cuja riqueza alimentar leva diversos peixes a desovarem nesses locais, conferindo-lhes a característica de berçários naturais, oferecendo proteção e suprimento alimentar adequado para o crescimento e desenvolvimento de muitas espécies ícticas (LASIAK, 1981; RICKLEFS, 1993; COWLEY et al., 2001; LAEGDSGAARD e JOHNSON, 2001).

Existem diversos fatores que podem influenciar essa distribuição e abundância de organismos entre os ecossistemas costeiros (CHITTARO et al., 2005). Entre eles, a busca por abrigo e alimento são as principais causas que levam os indivíduos jovens a

habitarem, em elevadas abundâncias, um ambiente em particular, estabelecendo desta forma a conectividade biológica entre as assembleias de peixes de diferentes ecossistemas aquáticos (BECK et al., 2001; NAGELKERKEN, 2009).

Várias espécies de peixes realizam algum tipo de migração ao longo do seu ciclo de vida (TOSETO et al., 2016), determinada pela habilidade de dispersão dos adultos, bem como de seus ovos e larvas (GILLANDERS, 2009). Mas, apesar dessa afirmativa, o grau de conectividade entre populações aquáticas em sistemas costeiros tropicais é, em grande parte, desconhecido para muitas espécies.

As ligações existentes entre os ambientes costeiros, podem ser avaliadas a partir da dinâmica trófica ou da segregação espacial de diferentes estágios do desenvolvimento de peixes que formam essas assembleias e pode auxiliar nas tomadas de decisão, quando levamos em consideração estratégias de manutenção e proteção, e uso sustentável dos ecossistemas costeiros (GASALLA e SOARES, 2001; FROESE & PAULY, 2012).

Além disso, diferenças na distribuição de classes de tamanho entre diferentes habitats têm sido utilizadas com frequência para inferir o estabelecimento e o movimento das espécies de peixes entre os ambientes (GILLANDER, 2003), constatando assim a segregação espacial de diferentes estágios de desenvolvimento e suas ligações entre ecossistemas costeiros.

Recentemente, além de avaliarem a variação espacial e sazonal das espécies, estudos de composição das assembleias têm se concentrado em uma análise da estrutura funcional com a qual as espécies presentes se distribuem em agrupamentos ou guildas (ELLIOT, 2007). A categorização das espécies em guildas permite uma visão ampla e funcional das mesmas, como componentes do ecossistema (BARLETTA e BLABER, 2007), visto que o conceito de guildas se refere ao compartilhamento de recursos por

espécies, de forma competitiva, cuja exploração é o foco dos grupos funcionais (BLONDEL, 2003).

Neste contexto, a comunidade de peixes estuarinos pode ser classificada, de acordo com Blaber (2000), por espécies residentes, que possuem todo ciclo de vida no estuário, e migrantes marinhas e de água doce, que utilizam o estuário em parte do seu ciclo de vida para alimentação, criação de larvas ou juvenis e para reprodução (BLABER, 2000).

Embora a definição da classificação das espécies seja clara, existem vários fatores que dificultam esse processo, entre eles podemos citar o padrão de história de vida e comportamento das espécies, sobretudo quando ocupam diferentes ambientes em suas distintas fases ontogênicas (ELLIOT, 2007). Esses padrões são uns dos maiores entraves para essa investigação, pois há uma grande dificuldade em se adequar metodologias de coletas similares para ambientes com características morfológicas diferentes e para a captura de indivíduos em distintas fases de desenvolvimento (jovens e larvas).

Estudos sobre conectividade entre ambientes costeiros são importantes ferramentas de identificação de padrões de uso de habitats por peixes, que é uma das principais questões da ecologia para o entendimento da relação entre o indivíduo e o ambiente. Deste modo, no intuito de elucidar questões acerca da organização e distribuição de espécies de peixes costeiros, este trabalho tem como objetivo entender a dinâmica de ocupação das espécies entre os diferentes ambientes costeiros estudados, através da distribuição e abundância de classes de tamanho entre os ambientes.

2. Revisão de literatura

Apesar dos trabalhos que abordam a conectividade entre diferentes ambientes costeiros representarem um campo atual, o conhecimento sobre a movimentação de

peixes entre ambientes é antigo, existindo trabalhos com coletas em ambientes distintos que retratem essa interação. Dentre os trabalhos com captura entre diferentes ambientes e sua relação, podemos citar Thollot e Kulbicki (1988) que compararam a fauna de peixes de recifes de coral, fundos arenosos e manguezais na baía de Saint-Vincent (*New Caledonia*), indicando com os seus resultados que há pouca interação entre as comunidades de peixes costeiros para este local e que estes podem ser considerados autossuficientes. Rooker et al. (1996) realizaram coletas com atrator luminoso em ambientes costeiros de recifes de coral, fundo arenoso, prados de fanerógamas e manguezais em Porto Rico, tendo encontrado diferenças na riqueza e abundância entre os ambientes, sendo esta mais elevadas no recife.

Ainda neste contexto, Harris et al. (2001) estudaram a distribuição e abundância do ictioplâncton em três ambientes - águas costeiras, zona de arrebentação e estuário -, em Santa Lúcia na África do Sul, e observaram que os padrões de abundância das espécies em cada ambiente demonstraram que a região de águas costeiras apresentou maior diversidade de espécies, seguida da zona de arrebentação e estuário, respectivamente.

Nagelkerken et al. (2002) avaliaram a importância dos mangues e prados de fanerógamas para peixes recifais, comparando a densidade de peixes adultos em três ilhas do Caribe, com e sem manguezais e prados de fanerógamas marinhas. Este estudo sugeriu uma função berçário muito importante para estes habitats, indicando que a densidade de espécies de peixes no recife de coral é, em geral, uma função da presença próxima de mangues e prados como berçários.

Nagelkerken e Van der Velde (2004) avaliaram a importância dos mangues do Caribe como áreas de alimentação para peixes recifais juvenis provenientes de prados de fanerógamas adjacentes, através de testes em 23 espécies de peixes recifais, usando

isótopos estáveis de carbono e nitrogênio para a análise. Os mesmos concluíram que os manguezais são utilizados como área de alimentação por peixes de habitats adjacentes, estando os padrões de distribuição essencialmente relacionados com o regime de marés.

Chittaro et al. (2005) avaliaram as informações sobre o potencial berçário para manguezais e prados de fanerógamas em relação ao dos recifes de coral, em três locais do Caribe. Os mesmos indicaram que, com base na densidade, composição da assembleia e taxas relativas de predação, nem todos os manguezais e prados de fanerógamas oferecem a função berçário, sugerindo que generalizações sobre o papel berçário deve ser evitado.

No Brasil, na região costeira de Itaipu (RJ), Monteiro-Neto et al. (2008) avaliaram as associações de peixes, identificando padrões de conectividade entre a atividade pesqueira praticada na enseada, zona de arrebentação, ilhas costeiras e lagoa da Ilha de Itaipu, baseados em fatores como proximidade e função ecológica dos habitats.

Xavier et al. (2012) avaliaram a assembleia de peixes em habitats de recifes, manguezais e banco de fanerógamas marinhas, através da técnica de censo visual subaquático, com o intuito de investigar as interações entre os peixes e os micro-habitats no complexo estuarino-recifal de Mamanguape, no Nordeste do Brasil. Os mesmos sugeriram que há conectividade entre os biótopos estudados e que a assembleia de peixes está fortemente relacionada com a disponibilidade de micro-habitats.

Para o estado de Pernambuco, nenhum estudo sobre a assembleia de peixes em fases larval e juvenil, envolvendo simultaneamente múltiplos ecossistemas costeiros, foi realizado até a presente data. No litoral norte, em Itamaracá, Schwamborn (2004) realizou uma pesquisa sobre a ictiofauna que habita os prados de fanerógamas e os bancos arenosos, tendo evidenciado que estes são fortemente influenciados pela

dinâmica estuarina. Outros trabalhos, como o de Ekau et al. (2001), sobre larvas de peixes no Canal de Santa Cruz, e o de Santana e Severi (2009), sobre peixes na zona de arrebatção da praia de Jaguaribe, também foram realizados no litoral norte, enquanto no litoral sul, podem ser citados aqueles de Castro et al. (2008), sobre ovos e larvas de peixes, e de Paiva et al. (2008), sobre a estrutura trófica de peixes, realizados em apenas um determinado ambiente. Apenas recentemente, Silva-Falcão (2011) analisou o papel dos ambientes de arrecifes, prado de fanerógamas e manguezal, para a dinâmica das fases iniciais de *Achirus* sp.

Além destes, outros trabalhos, publicados na forma de teses e dissertações, foram realizados no litoral norte do Estado, nos estuários do Complexo estuarino de Itapessoca (COIMBRA, 2003), do rio Jaguaribe (EL-DEIR, 2005) e do rio Catuama (SILVA-FALCÃO, 2007). Já no litoral sul, o ictioplâncton do estuário do rio Formoso foi estudado por Medeiros (2005), Castro (2005) e a ictiofauna por Paiva (2009).

Estas contribuições são de grande importância no conhecimento da biodiversidade dos ecossistemas tropicais, que envolve a determinação das estruturas das comunidades nas diferentes fases do ciclo de vida, além de gerar material de apoio taxonômico e ecológico. Contudo, a falta de estudos simultâneos em ambientes distintos, que considerem a ocorrência das espécies, leva a uma visão compartimentada dos ecossistemas costeiros, o que dificulta o entendimento do ciclo de vida dos peixes e sua ligação entre os ambientes interligados (Sheridan e Hays, 2003)

Assim, com coletas de dados mais consistentes em diferentes ambientes costeiros, sobretudo naqueles que possuem conexão entre si, é imprescindível para determinar as semelhanças e diferenças entre áreas biogeográficas e assim examinar as características das estruturas das comunidades estuarinas de peixes, levando em consideração que esse tipo de informação está se tornando cada vez mais importante para classificar e

categorizar estas faunas, contribuindo para a gestão dos efeitos das atividades humanas nesses ambientes (Whitfield, 1999; Whitfield e Elliot, 2002), que causam a eliminação e fragmentação dos habitats (Gillander, 2003).

3- Referências bibliográficas

BARLETTA, M; BLABER, S. J.M. Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) estuaries. **Bulletin of Marine Science**, v. 80, n. 3, p. 647-680, 2007.

BECK, M. W., HECK, K. L., ABLE, K. W., CHILDERS, D. L. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. **BioScience**, v. 51, p. 633 – 641. 2001.

BLABER, S. J. M. 2000. **Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploitation and Conservation**. 372p.

BLONDEL, J. 2003. Guilds or functional groups: does it matter? – *Oikos* 100: 223–231.

CASTRO, M.F. Abundância, distribuição e desenvolvimento das fases iniciais de peixes no estuário do rio Formoso, Pernambuco, Brasil. Recife, 72f. **Dissertação** (Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura), Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2005.

CHITARO, 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**. v.72, p.175 187, 2005.

COIMBRA, R. S. Ictioplâncton do complexo estuarino de Itapessoca – litoral norte de Pernambuco., 2003. 85p. (**Tese de Doutorado**). São Carlos: Universidade Federal de São Carlos.

COWLEY, P.D.; WHITFIELD, A. K.; BELL, K. N. I. The Surf Zone Ichthyoplankton Adjacent to an Intermittently Open Estuary, with Evidence of Recruitment during Marine Overwash Events. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, V. 52, p339-348. 2001.

EL DEIR, A. C.A. Composição E distribuição espaço-temporal de formas iniciais de peixes no estuário do Rio Jaguaribe, Itamaracá, Litoral Norte de Pernambuco, Brasil. 2005.90p. **Tese de doutorado**. Universidade Federal da Paraíba.

EKAU, W., WESTHAUS-EKAU, P., MACEDO, S. J. The larval fish fauna of the Canal de Santa Cruz“ estuary in northeast Brazil. **Trop. Oceanogr.**, Recife, 29, 1–12, 2001

ELLIOTT, M., WHITFIELD, A. K., POTTER, I. C., BLABER, S. J. M., CYRUS, D. P., NORDLIE, F. G., HARRISON, T. D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries** 8: 241-268. 2007.

GILLANDERS, B. M.; ABLE, K. W.; BROWN, J. A.; EGGLESTON, D. B.;

GILLANDERS, B.M. **Tools for Studying Biological Marine Ecosystem Interactions**—Natural and Artificial Tags in Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems ed. Springer, p.615, 2009.

HARRIS, S. A.; CYRUS, D. P.; BECKLEY, L. E. Horizontal trends in larval fish diversity and abundance along an ocean-estuarine gradient on the northern KwaZulu-Natal coast, South Africa. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 53, n. 2, p. 221-235, 2001.

LAEGDSGAARD P, JOHNSON CR. Why do juvenile fish preferentially utilize mangrove habitats? **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 257:229–253, 2001.

LASIAK, T. A., 1981. Nursey Grounds of Juvenile Teleosts: Evidence from the Surf Zone of King's Beach, Port Elizabeth, In **South African Journal of Science**, vol. 77, Septb. 388-390. 1981.

MEDEIROS, T. N. USO COMPARATIVO DE ATRATOR LUMINOSO E REDE DE ARRASTO NA CAPTURA DE LARVAS DE PEIXES NO ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO – PERNAMBUCO – BRASIL. 60f. Dissertação (Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura), Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2005

MONTEIRO-NETO, C.; TUBINO, R.A.; MORAES, L.E.S.; MENDONÇA NETO, J.P.; ESTEVES, G.V.; FORTES, W.L. Associação de peixes na região costeira de Itaipu, Niterói, RJ. **Iheringia Sér. Zool.** 98(1):50-59, 2008.

NAGELKERKEN, I. **Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems**. Springer, 2009. 615 p.

NAGELKERKEN, I., ROBERTS, C. M., VAN DER VELDE, G., DORENBOSCH, M., VAN RIEL, M. C., DE LA MORINIÈRE, E. C., NIENHUIS, P. H. How important are mangroves and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale. **Marine ecology progress series**, 244, 299-305. 2002

NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELDE, G. Relative importance of interlinked mangroves and seagrass beds as feeding habitats for juvenile reef fish on a Caribbean island. **Marine Ecology Progress Series**, v. 274, p. 153-159, 2004.

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** 25(4): 647-661, 2008.

PAIVA, A. C. G. Ecologia de peixes estuarinos-recifais no sul de Pernambuco e revisão de registros de ocorrência da ictiofauna estuarina no Brasil. **Tese: doutorado em oceanografia biológica**. UFPE. 110p. 2009.

RICKLEFES, R. E. **A Economia da Natureza**. 3 ed. Guanabara Koogan. Rio de Janeiro. 1993. 470p.

ROOKER, J. R.; DENNIS, G. D.; GOULET, D. Sampling larval fishes with a nightlight lift-net in tropical inshore waters. **Fisheries research**, v. 26, n. 1-2, p. 1-15, 1996.

SANTANA, F. M.; SEVERI, W., Composição e estrutura da assembleia de peixes da zona de arrebentação da praia de Jaguaribe, Itamaracá (PE). **Bioikos**, Campinas, 23(1):3-17, 2009.

SHERIDAN, P.; HAYS, C. Are mangroves nursery habitat for transient fishes and decapods? **Wetlands**, v. 23(2), p. 449–458. 2003

SHEAVES, M. Nature and consequences of biological connectivity in mangrove systems. **Marine Ecology Progress Series** 302: 293–305, 2005.

SILVA-FALCÃO, E.C. Estrutura da comunidade de formas iniciais de peixes em uma gamboa do Estuário do Rio Catuama, Pernambuco - Brasil. 78f. **Dissertação** (Mestrado em OCEANOGRAFIA BIOLÓGICA) Universidade Federal de Pernambuco 2007.

SILVA-FALCÃO, E.C ; SEVERI, W.; ARAUJO, M.E.Spatial–temporal variation of *Achirus* larvae (Actinopterygii: Achiridae) in mangrove, beach and reef habitats in north-eastern Brazil. **Association of the United Kingdom**, page 1 of 8 2011.

SCHWAMBORN, S. H. L. Dinâmica e organização trófica de assembleias de peixes associadas aos prados de capim marinho (*Halodule wrightii*) de Itamaracá, Pernambuco. **Tese**, Oceanografia Biológica. UFPE. 2004.306p.

THOLLOT, P.; KULBICKI, M. Overlap between the fish fauna inventories of coral reefs, soft bottoms and mangroves in Saint-Vincent Bay (New Caledonia). In: **Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium, Townsville, Australia**. 1988. p. 613-618.

TOSETTO, E. G.; MAKRAKIS, M. C.; MAKRAKIS S. Habitats de desova de peixes migradores em ecossistemas lóticos: caracterização abiótica. *Oecologia Australis* 20(1): 18-36, 2016.

XAVIER, J. H. D. A., CORDEIRO, C. A. M. M., TENÓRIO, G. D., DINIZ, A. D. F., JÚNIOR, P., NUNES, E. P., ROSA, I. L. Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangrove-reef gradient. *Neotropical Ichthyology*, 10(1), 109-122. 2012.

WHITFIELD, A. K. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9, 151–186.

WHITFIELD, A.K. AND ELLIOTT, M. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries – a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology* 61, 229–250.

4- Artigo científico

4.1 - Artigo científico I – Assembleias de peixes num complexo costeiro do nordeste do Brasil: evidencias de conectividade

Artigo científico a ser encaminhado a Revista **Biota Neotropica**.

Todas as normas de redação e citação, deste capítulo, atendem as estabelecidas pela referida revista, conforme constante do endereço: <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/instruction>.

Assembleias de peixes num complexo costeiro do nordeste do Brasil: evidencias de conectividade

Resumo

Entender as preferências de habitat das espécies e como ocorre o processo de colonização é de suma importância para o manejo de suas populações, em particular, para espécies marinhas que desovam e sofrem desenvolvimento larval no mar, mas que usam os estuários como berçários quando jovens, e para espécies recifais, que mantêm uma relação com os estuários durante alguma fase do seu ciclo de vida. Dentro deste contexto, este trabalho tem como objetivo entender a dinâmica de ocupação das espécies entre diferentes ambientes costeiros espacialmente próximos entre si, através do estudo de distribuição e abundância de classes de tamanho entre eles. As amostras foram realizadas em uma região costeira localizada no nordeste do Brasil, entre as praias de Maracaípe e Serrambi. As amostras foram realizadas mensalmente entre março de 2012 e fevereiro de 2013, nos períodos vazante-noturno e vazante-diurno. As amostras de peixes foram obtidas através de arrastos de praia, com rede tipo picaré. Foi analisado um total de 16.458 indivíduos jovens pertencentes a 53 famílias e 130 espécies dentre todos os ambientes amostrados. O local estuário 2 apresentou o maior número de indivíduos, com 4.464 exemplares, seguido de estuário 1 com 3.759, enseada com 3.543, estuário 3 com 3.289 e, por último, arrebenção com 1.403. Além da maior quantidade de indivíduos, estuário 2 também apresentou a maior riqueza tanto em número de espécies (73) quanto de famílias (32), seguido por enseada com 68 espécies e 30 famílias, arrebenção com 60 espécies e 28 famílias e estuário 1 e 3 com 55 e 47 espécies e 21 e 24 famílias, respectivamente. Os valores de diversidade comparativamente menores apresentados entre os ambientes estuarinos se devem à dominância de algumas espécies, tais como *A. brasiliensis*, *E. lefroyi* e *L. piquitinga*. Apesar da movimentação de algumas espécies entre os ambientes, há preferência de algumas por determinado ambiente em particular. A análise de correspondência evidenciou que as regiões estuarinas foram agrupadas pela semelhança de determinadas famílias, separando a enseada e a arrebenção que apresentaram famílias distintas dos demais ambientes. Através da observação dessas espécies podemos observar a importância da conectividade entre os ambientes, visto que as mesmas apresentaram papel fundamental na distribuição e abundância nas espécies estuarinas.

Palavras-chave: ictiofauna, estuário, enseada, zona de arrebenção

Abstract

Understanding the habitat preferences of the species and how the colonization process occurs is of paramount importance for the management of their populations, in particular for marine species that spawn and undergo larval development at sea but which use the estuaries as nurseries when young, And for reef species that maintain a relationship with the estuaries during some stage of their life cycle. Within this context, this work aims to understand the dynamics of species occupation between different coastal environments spatially close to each other, through the study of distribution and abundance of size classes between them. The samples were taken in a coastal region located in the northeast of Brazil, between the beaches of Maracaípe and Serrambi. The samples were performed monthly between March 2012 and February 2013, during the ebb-night and ebb-diurnal periods. The fish samples were obtained through beach trawls, with a picaré type net. A total of 16,458 young individuals from 53 families and 130 species from all the sampled environments were analyzed. The estuarine site 2 had the largest number of individuals, with 4,464 specimens, followed by estuary 1 with 3,759, cove with 3,543, estuary 3 with 3,289 and, finally, with 1,403. In addition to the greater number of individuals, estuary 2 also presented the greatest richness both in number of species (73) and in families (32), followed by cove with 68 species and 30 families, with 60 species and 28 families and estuary 1 and 3 with 55 and 47 species and 21 and 24 families, respectively. The comparatively lower diversity values presented among the estuarine environments are due to the dominance of some species, such as *A. brasiliensis*, *E. lefroyi* and *L. piquitinga*. Despite the movement of some species among the environments, there is preference of some for a particular environment. The correspondence analysis showed that the estuarine regions were grouped by the similarity of certain families, separating the cove and the surf that presented distinct families of the other environments. Through the observation of these species we can observe the importance of the connectivity between the environments, since they presented a fundamental role in the distribution and abundance in the estuarine species.

Key words: ichthyofauna, estuary, bay, surf-zone

1. Introdução

Ecossistemas costeiros marinhos e estuarinos possuem muitas funções importantes para águas costeiras, sobretudo por possuírem alta produtividade primária e secundária e suportarem grande abundância e diversidade de peixes e invertebrados (Beck et al., 2001).

Além de suportar sua própria comunidade de espécies residentes, estes ambientes são berçários, rotas de migração e áreas de refúgio para uma variedade de espécies de peixes (Whitfield, 1999; Blaber, 1997; Mclusky e Elliot, 2007), principalmente os ambientes estuarinos, que são explorados tanto por espécies residentes como visitantes, e exibem amplas classes de comprimento e idades, ocorrendo uma grande diversidade de estágios do ciclo de vida (Able e Fahay, 1998).

Essas mudanças ontogênicas de habitat são conhecidas para algumas espécies, sendo evidenciadas a partir do estudo da distribuição espacial das classes de tamanho nos ecossistemas em que ocorrem, as quais são primariamente desencadeadas por mudanças na dieta, devido à diferente disponibilidade de alimento entre os ecossistemas (Nagelkerken et al., 2001), o que evita a sobreposição na alimentação e no uso do habitat (Pratchett et al., 2008).

Entender as preferências de habitat das espécies e como ocorre o processo de colonização é de suma importância para o manejo de suas populações, em particular, para espécies marinhas que desovam e sofrem desenvolvimento larval no mar, mas que usam os estuários como berçários quando jovens, e para espécies recifais, que mantêm uma relação com os estuários durante alguma fase do seu ciclo de vida (Knox, 1986; Burke, 1995).

Neste contexto, a comunidade de peixes estuarinos é constituída por espécies residentes, migrantes marinhas e de água doce, que utilizam o estuário como local de

alimentação, criação de larvas ou juvenis e para reprodução (Blaber, 2000). Embora a definição da classificação das espécies seja clara, existem vários fatores que dificultam esse processo, entre eles podendo-se citar o padrão de história de vida e comportamento das espécies, sobretudo quando ocupam diferentes ambientes em suas distintas fases ontogênicas (Elliot et al, 2007).

Além disso, a ausência de coletas simultâneas entre os ambientes que demonstrem o nível de conectividade, leva a uma visão compartimentada dos ecossistemas costeiros, o que dificulta o entendimento da vida dos peixes, podendo levar à exclusão de algumas espécies nas listagens da ictiofauna (Sheridan e Hays, 2003). O grau de conectividade entre populações aquáticas em sistemas tropicais é, em grande parte, desconhecido para muitas espécies, sendo determinado pela habilidade de dispersão dos adultos, bem como de seus ovos e larvas (Gillanders, 2009).

Informações sobre a estrutura e funcionamento da comunidade de peixes estuarinos é importante para uma compreensão das características biológicas dos estuários, mas está se tornando cada vez mais importante para classificar e categorizar a fauna estuarina (Whitfield e Elliot, 2002).

Dentro deste contexto, no intuito de elucidar questões acerca da organização e distribuição de espécies de peixes costeiros, este trabalho teve como objetivo entender a dinâmica de ocupação das espécies entre diferentes ambientes costeiros espacialmente próximos entre si, através do estudo de distribuição e abundância de classes de tamanho entre eles.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

As coletas foram realizadas em uma região costeira localizada no nordeste do Brasil, no litoral Sul do estado de Pernambuco, entre as praias de Maracáípe e Serrambi ($08^{\circ}31'00''$ a $08^{\circ}33'11''$ S e $034^{\circ}59'30''$ e $035^{\circ} 01'12''$ W), pertencentes ao município de Ipojuca. A área de estudo está situada no entorno do Pontal de Maracáípe, um ecossistema costeiro formado pelo estuário do rio Maracáípe, os recifes costeiros de arenito em sua desembocadura, uma zona de arrebentação em praia arenosa localizada à sua esquerda na praia de Maracáípe e uma enseada protegida por recifes localizada à sua direita, na praia de Serrambi.

Os locais de amostragem (Figura 1) compreenderam três pontos amostrais na região estuarina, representando a desembocadura (EST 3 - $08^{\circ}32'28,4''$ S e $035^{\circ}00'22,6''$ W); a região intermediária entre a desembocadura e a região interna (EST 2 - $08^{\circ}32'20,4''$ S e $035^{\circ}00'50''$ W) e a região interna do estuário (EST 1 - ($08^{\circ}31'52,3''$ S e $035^{\circ}00'45''$ W)); um ponto amostral na zona de arrebentação (ARR - $08^{\circ}32'19,13''$ S e $035^{\circ}00'10,4''$ W) e um ponto amostral na enseada (ENS - $08^{\circ}32'51,5''$ S e $035^{\circ}00'9,67''$ W).

A zona de arrebentação da praia de Maracáípe se caracteriza por apresentar perfil ligeiramente íngreme, com sedimentos constituídos por areias médias de composição terrígena e bioclástica (Manso et al., 2003) e está localizada próximo ao trecho inicial da baía de Maracáípe em sua porção sul. A enseada apresenta perfil de praia mais suave e está localizada na porção norte da praia de Serrambi, sendo protegida da ação direta das ondas por recifes de formação arenítica com cobertura orgânica do

tipo franja ou margem, dispostos paralelamente à linha de costa (Guerra e Manso, 2003).

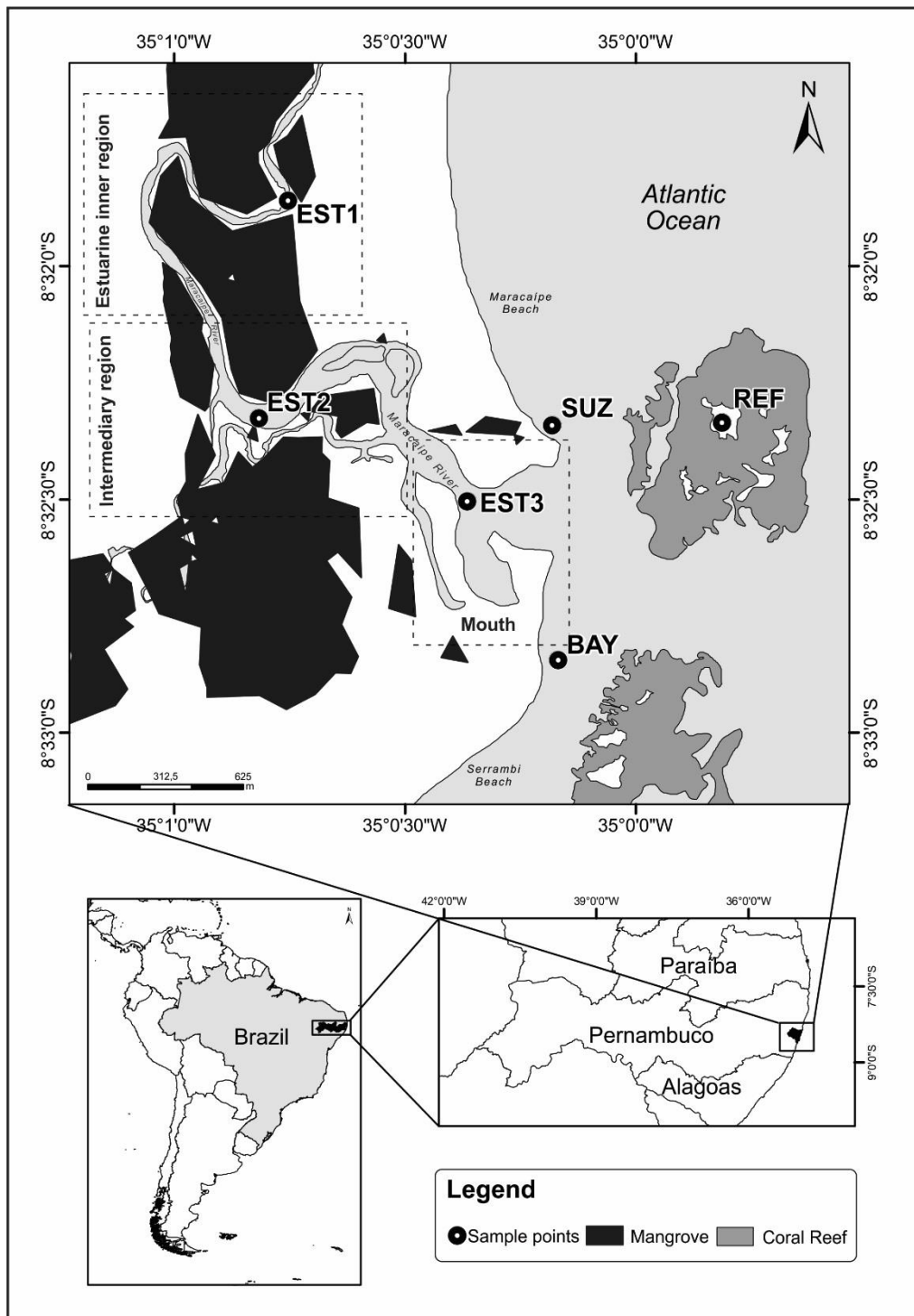


Figura 1: Mapa da área de estudo com a localização dos locais de coleta: Arrebentação (ARR), Enseada (ENS), Estuário 1 (EST 1), Estuário 2 (EST 2) e Estuário 3 (EST 3) no complexo de Maracáípe, Pernambuco.

2.2 Procedimento em campo

As amostras foram realizadas mensalmente entre março de 2012 e fevereiro de 2013, nos períodos vazante-noturno e vazante-diurno. Cada amostra foi realizada em tréplicas nos diferentes ambientes costeiros, no período da lua nova, que corresponde a uma maré de sizígia.

As amostras de peixes foram obtidas através de arrastos de praia, com rede tipo picaré, com dimensões de 20 m de comprimento, 2,5 m de altura e malha de 5 mm. O arrasto foi realizado paralelamente à margem a uma profundidade aproximada de 1,5 m, numa extensão de 50 m, correspondendo a uma área de cobertura de aproximadamente 650 m² para cada arrasto. A rede de arrasto foi utilizada em todos os ambientes exceto no recife costeiro.

As variáveis abióticas temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido e pH da água foram medidos *in situ*, em cada estação de coleta, utilizando um analisador multiparamétrico. Amostras de água de superfície foram coletadas em cada ponto amostral para análise de turbidez e de clorofila-a (Nusch, 1980). Todas as medições e coletas de água em cada estação foram efetuados antes do início dos arrastos.

2.3 Procedimentos em Laboratório

O material proveniente das coletas foi triado e identificado com auxílio de estereomicroscópio e, posteriormente, conservado em etanol a 70% e devidamente etiquetado. Toda identificação foi realizada com base em guias de identificação desenvolvidos para peixes marinhos, como: Randall (1983), Fischer (1978), Figueiredo

& Menezes (1978; 1980; 2000), Menezes e Figueiredo (1980, 1985), Whitehead (1973), Carpenter (2002) e Araújo et al. (2004).

2.4 Análise de Dados

Para análise das variáveis ambientais entre os locais foi utilizado a técnica multivariada conhecida como biplot. Os dados foram centrados na média e padronizados para variância unitária. Foi utilizado o método de fatoração proposto por Galindo Vilardón (1986). As análises foram realizadas por meio da função “bpca” do pacote bpca versão 1.2-2 (Faria et al., 2013).

Foi utilizado um teste qui-quadrado para avaliar a relação entre as variáveis local e famílias, considerando um $\alpha = 5\%$. Posteriormente foi utilizado a técnica multivariada da análise de correspondência para entender a relação entre as variáveis. Utilizou-se a função “ca” do pacote caversão 0.58 (Nenadic e Greenacre, 2007).

Para as variáveis família, local e tamanho utilizou-se um modelo fatorial do tipo 5 x 9 (local x famílias). A análise de variância foi utilizada para testar a diferença entre os fatores segundo o modelo estatístico descrito acima. Os pressupostos foram avaliados e quando violados, foi utilizado a transformação boxcox com o auxílio da função *boxcox* do pacote MASS versão 7.3-41 (Venables e Ripley, 2002). Quando detectado diferenças entre a interação de célula com tratamento, foi utilizado a função test Interactions do pacote phia versão 0.2-1 (De Rosario-Martinez, 2015) com o intuito de estudar diferenças entre fatores dentro de cada nível do outro fator. Uma vez detectado a diferenças entre os níveis do fator, foi utilizado um teste de comparações múltiplas para saber quem foi o melhor/pior por meio da função glht do pacote multcomp versão 1.4-0 (Hothorn et al., 2008). O nível de significância adotado foi de 5%.

Para o tamanho das espécies entre os locais foi utilizado um modelo do tipo hierárquico que se caracteriza por conter diferentes níveis de um fator dentro do outro, ou seja, tínhamos diferentes espécies em cada tipo de família estudado, diferenciando então da estrutura fatorial (cruzada). Após detectado diferenças pela análise de variância, procedeu-se o teste de comparações múltiplas de Tukey. Devido a estrutura complexa do modelo adotado, foi utilizado a função `lsmeans` do pacote `lsmeans` versão 2.22 (Lenth, 2016). No caso da seção 6.2.2, como houve para alguns locais apenas dois grupos a serem comparados, utilizou-se o teste t de student. Todas as análises foram feitas com o auxílio do R Core Team (2015).

Para analisar a estrutura da comunidade entre os locais de amostragens, foi construído uma matriz de similaridade, baseada no índice de Bray Curtis, a partir dos dados da abundância, e uma matriz de similaridade baseada no índice de Jaccard, ambos utilizando as espécies com captura superior a 2% do total capturado. Foram realizados também, para a medida de diversidade entre os ambientes, o índice de diversidade de Brillouin. Para a análise foi utilizado o programa Primer 6.0.

Estas espécies com abundância total superior a 2% foram selecionadas para a classificação em guildas de ocupação, baseando-se na distribuição das espécies citadas por Paiva et al., (2008), Andrade-Tubino et al., (2008) e do presente trabalho, adaptando a classificação de Yáñez-Arancibia e Nugent, (1977) e Elliot et al., (2007), para: Estuarino residente - que permanecem toda a vida no estuário, podendo ocasionalmente penetrar no mar ou água doce, Estuarino dependente: que utilizam o estuário em alguma fase do seu ciclo de vida e Estuarino oportunista: que irregularmente penetram no estuário por diferentes razões.

3. Resultados

As variáveis abióticas não apresentaram diferenças significantes entre os ambientes, exceto para clorofila-a que apresentou diferença significativa entre eles, sendo estuário 2 diferente de todos os demais, e oxigênio dissolvido que apresentou diferença entre as estações, sendo arrebentação e enseada semelhantes entre si e diferente das estações estuarinas, que não diferiram entre si.

Tabela 1- Valores das variáveis abióticas (mínimo, máximo e desvio padrão), entre os locais de amostragem no complexo costeiro de Maracaípe, litoral sul de Pernambuco. Letras diferentes para diferenças significativas entre estações: minúsculas para clorofila a ($p=0,0103$) e maiúsculas para oxigênio dissolvido ($p<0,000$).

Variáveis	Arrebentação ^{bA}			Enseada ^{bA}			Estuário 1 ^{bB}			Estuário 2 ^{aB}			Estuário 3 ^{bB}		
	Min	Máx	Desvp	Min	Máx	Desvp	Min	Máx	Desvp	Min	Máx	Desvp	Min	Máx	Desvp
Temp.(^o C)	25,0	30,8	1,6	24,9	29,7	2,3	25,8	29,7	1,1	25,5	29,5	1,2	25,2	29,2	1,2
Salinidade	32,3	37,7	1,1	32,4	35,3	0,8	19,5	37,7	5,0	16,3	35,5	4,4	18,1	35,5	4,1
Clor.a(µg/L)	-	7,3	2,2		8,4	2,0		9,0	2,4		4,4	1,1		11,7	3,0
Turbidez		13,5	3,7		13,8	3,3		8,0	2,2		8,0	2,5		7,9	2,1
Od(mg/L)	6,3	11,7	1,3	5,7	8,6	0,8	2,7	9,0	1,4	4,6	7,6	0,6	4,6	8,4	0,8
pH	7,1	8,5	0,4	6,9	8,2	0,3	7,2	8,1	0,2	7,0	8,1	0,3	7,1	8,0	0,2

Em relação à correlação da abundância entre os locais e as variáveis abióticas, podemos observar que os dois primeiros componentes explicaram 85,54% da variação total dos dados (Figur 2). É notório que os ambientes estudados são bem distintos entre si quanto às variáveis estudadas. O local Estuário 2 está altamente associado com a variável pH de maneira positiva, e altamente associado às variáveis clorofila, turbidez, condutividade, salinidade, OD e TDS de maneira negativa. Ainda, a associação da

variável Estuário 2 com a variável temperatura é negativa e fraca e positiva com a variável Secchi também fraca. Nota-se que o ambiente cuja variável total foi predominante foi o Estuário 2. Esta afirmação se deve ao fato de tal ambiente se apresentar na extremidade do vetor que representa a variável total. Os demais ambientes com menores valores para a variável total se encontram do lado oposto à origem deste vetor.

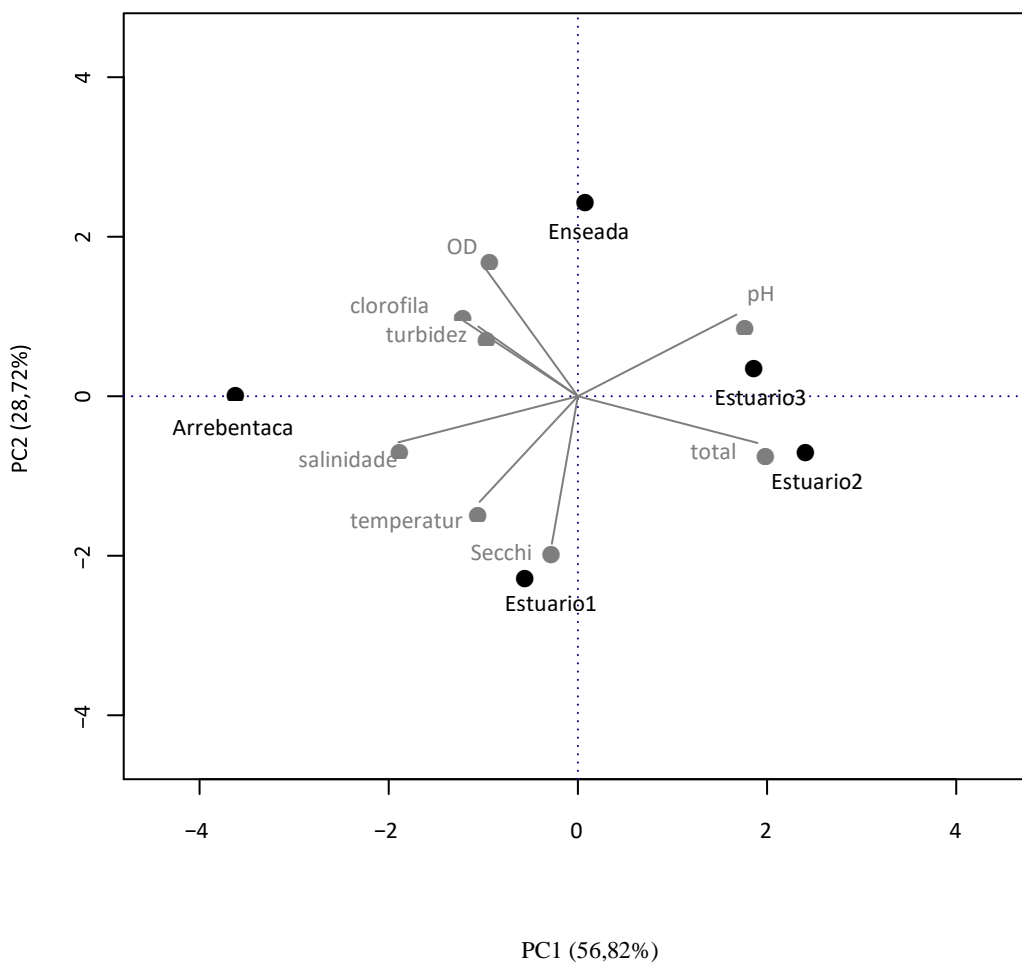


Figura 2- Biplot da relação entre as variáveis ambientais e a abundância nos locais estudados no complexo costeiro de Maracaípe, litoral sul de Pernambuco.

Foi analisado um total de 16.458 indivíduos jovens pertencentes a 53 famílias e 130 espécies dentre todos os ambientes amostrados. O local estuário 2 apresentou o maior número de indivíduos, com 4.464 exemplares, seguido de estuário 1 com 3.759,

enseada com 3.543, estuário 3 com 3.289 e, por último, arrebentação com 1.403 exemplares. Além da maior quantidade de indivíduos, estuário 2 também apresentou a maior riqueza tanto em número de espécies (73) quanto de famílias (32), seguido por enseada com 68 espécies e 30 famílias, arrebentação com 60 espécies e 28 famílias e estuário 1 e 3 com 55 e 47 espécies e 21 e 24 famílias, respectivamente (Tabela 2).

Apesar do estuário 2 apresentar os maiores valores numéricos de abundância, a enseada foi o local que apresentou o maior valor de diversidade (4,056), seguida de estuário 1 (3,438) e estuário 2 e estuário 3 (3,248 e 2,683, respectivamente). Os menores valores de diversidade no estuário 2 e no estuário 3 podem ser explicados pelos altos valores de abundância de algumas espécies, como por exemplo *Eucinostomus lefroy* e *Lile piquitinga*, somando aproximadamente 55% do total dos indivíduos capturados no estuário 2, e *Atherinella brasiliensis* e *Lile piquitinga*, somando 67% dos indivíduos capturados no estuário 3. Essas espécies foram as mais abundantes no total geral, somando juntas quase metade (48%) de todos os indivíduos capturados. As espécies que dominaram em número de indivíduos na enseada foram *Anchoviella lepidentostole*, *E. lefroy* e *Lycengraulis grossidens*, enquanto na arrebentação *Polydactylus virginicus* e *Menticirrhus littoralis* dominaram (Tabela 2).

Tabela 2- Lista das espécies capturadas nos diversos ambientes costeiros de Maracáipe com abundancia e valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.) de comprimento padrão (CP) entre os locais de coleta. Arrebentação (ARR), Enseada (ENS) e Estuário (EST 1, 2 e 3).

Família	Taxa	Local					Amplitude de CP (mm)										Total		
		ARR	ENS	EST 1	EST 2	EST 3	ARR		ENS		EST 1		EST 2		EST 3				
							Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx			
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>				1								30	30					1
Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i>	2	1				30	32	31	31									3
Acanthuridae	<i>Acanthurus coeruleus</i>	1					35	35											1
Achiridae	<i>Achirus declives</i>			7							48	77							7
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>		2	109	101	23			99	107	14	81	17	101	45	100			235
Achiridae	<i>Trinectes paulistanus</i>			4							58	70							4
Albulidae	<i>Albula vulpes</i>	23	174		4	3	24	129	22	173			48	56	41	176			204
Antennariidae	<i>Antennarius striatus</i>					1									32	32			1
Apogonidae	<i>Apogon pseudomaculatus</i>		5						28	59									5
Ariidae	<i>Cathrops spixii</i>				1								172	172					1
Atherinopsidae	<i>Atherinella cf. blackburni</i>	59	2	1		1	12	79	27	36	25	25				24	24		63
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i>	17	100	1335	458	1369	24	99	49	107	15	108	13	106	18	108			3279
Balistidae	<i>Balistes vetula</i>				1								38	38					1
Batrachoididae	<i>Talassophryne nattereri</i>				1								18	18					1
Belonidae	<i>Ablennes hians</i>				1								147	147					1
Belonidae	<i>Strongylura marina</i>	1		5	1		385	385			234	296	238	238					7
Belonidae	<i>Strongylura sp.</i>			1	1						49	49	99	99					2
Belonidae	<i>Strongylura timucu</i>			29	18	9					32	378	31	372	28	278			56
Belonidae	<i>Tylosorus acus acus</i>			8	6						170	355	139	305					14
Belonidae	<i>Tylosurus crocodilos</i>				3								147	220					3
Bothidae	<i>Bothus ocellatus</i>			15	6	21					16	85	18	71	28	85			42
Bothidae	<i>Bothus robinsi</i>			3							38	56							3
Carangidae	<i>Carangoides bartholomaei</i>		1	4	3				59	59	85	108	59	77					8
Carangidae	<i>Caranx hippos</i>	12	29	3	5	3	32	84	31	84	31	69	32	100	34	82			52
Carangidae	<i>Caranx latus</i>	2		4	11	34	44	90			40	91	58	71	55	102			51
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	1					135	135											1
Carangidae	<i>Oligoplites saurus</i>				2	1							88	107	24	24			3
Carangidae	<i>Trachinotus carolinus</i>	36	28				11	76	12	72									64
Carangidae	<i>Trachinotus falcatus</i>	18	12				14	91	18	89									30
Carangidae	<i>Trachinotus goodei</i>	4					89	121											4
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i>	2		8	3	1	150	220			68	134	107	129	129	129			14
Centropomidae	<i>Centropomus pectinatus</i>	1		1	1		148	148			68	68	85	85					3
Centropomidae	<i>Centropomus undecimalis</i>	8	2	36	24		132	342	131	131	59	152	98	168					70
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i>	11	13	8	8		28	38	25	111	83	98	69	95					40
Clupeidae	<i>Lile piquitinga</i>	17	128	228	884	851	34	99	24	93	20	100	15	92	18	95			2108
Cynoglossidae	<i>Symphurus plagusia</i>			3							39	100							3
Cynoglossidae	<i>Symphurus tessellatus</i>	1	16	7	2		33	33	31	116	51	133	73	121					26
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>	1	1			3	57	57	60	60						55	162		5
Dactyloscopidae	<i>Dactyloscopus crossotus</i>					1									32	32			1
Diodontidae	<i>Chilomycterus spinosus</i>	1	1				35	35	37	37									2
Elopidae	<i>Elops sp.</i>	1					240	240											1
Engraulidae	<i>Anchoa spinifera</i>			9							65	103							9
Engraulidae	<i>Anchoa tricolor</i>			130	12	1					37	123	25	34	91	91			143
Engraulidae	<i>Anchovia clupeoides</i>	7	11	85	115	5	43	104	33	61	68	124	33	130	83	120			223
Engraulidae	<i>Anchoviella brevirostris</i>	12	10				63	77	28	46									22
Engraulidae	<i>Anchoviella lepidentostole</i>	42	585		1	1	29	77	23	75			82	82	64	64			620
Engraulidae	<i>Cetengraulis edentulus</i>	11	13			2	40	84	37	96					10	91			26
Engraulidae	<i>Lycengraulis grossidens</i>	5	531				27	68	28	75									536
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	2	10	1	1		22	43	13	52	30	30	100	100					14
Fistulariidae	<i>Fistularia petimba</i>		1								133	133							1
Gerreidae	<i>Diapterus auratus</i>		3	31	10	5					59	64	42	80	52	83	61	77	49
Gerreidae	<i>Diapterus rhombeus</i>		1	19	2						90	90	19	90	62	73			22
Gerreidae	<i>Eucinostomus argenteus</i>	4	96	532	142	319	71	86	13	110	13	122	13	102	16	99			1093
Gerreidae	<i>Eucinostomus gula</i>	2	46	13	30	9	54	81	18	94	21	86	17	87	23	102			100

Tabela 2 – Continuação

Família	Taxa	Local					Amplitude de CP (mm)										Total	
		ARR	ENS	EST 1	EST 2	EST 3	ARR		ENS		EST 1		EST 2		EST 3			
							Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx		
Gerreidae	<i>Eucinostomus havana</i>	1	3	9	15	17	80	80	59	76	41	84	36	72	40	75	45	
Gerreidae	<i>Eucinostomus lefroyi</i>		557	332	1587	57				13	74	10	88	2	60	10	91	2533
Gerreidae	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	1	14	134	130	37	61	61	47	81	18	90	15	83	35	83	316	
Gerreidae	<i>Eugerres brasilianus</i>	2	6	5	11	3	165	225	82	125	33	64	57	145	48	70	27	
Gobiidae	<i>Bathygobius soporator</i>			4	10	1					27	72	32	83	51	51	15	
Gobiidae	<i>Ctenogobius boleosoma</i>	2	2	234	322	6	15	28	16	18	16	40	15	35	15	26	566	
Gobiidae	<i>Gobioides broussonetii</i>			1							36	36					1	
Gobiidae	<i>Gobionellus oceanicus</i>				8								15	23			8	
Haemulidae	<i>Pomadasys croco</i>			2							41	59					2	
Haemulidae	<i>Haemulon aurolineatum</i>	2	40		4	76	23	52	23	81			21	42	23	74	122	
Haemulidae	<i>Haemulon steindachneri</i>	1	5		1	7	42	42	19	102			17	17	40	80	14	
Haemulidae	<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	55	286				32	100	20	130							341	
Haemulidae	<i>Pomadasys ramosus</i>	7	1		2	1	35	55	54	54			106	120	85	85	11	
Hemirhamphidae	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	52	100	178	165	174	6	18	5	55	4	13	2	15	3	15	670	
Lutjanidae	<i>Lutjanus alexandrei</i>	1	1	1	4						45	45	73	112			7	
Lutjanidae	<i>Lutjanus cyanopterus</i>		1	2		1			20	20	74	79			22	22	4	
Lutjanidae	<i>Lutjanus jocu</i>			3	3						82	106	103	118			6	
Lutjanidae	<i>Lutjanus synagris</i>		1						36	36							1	
Monacanthidae	<i>Monacanthus ciliatus</i>		1						14	14							1	
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>		2	95	2	9			20	20	53	191	93	182	26	157	108	
Mugilidae	<i>Mugil curvidens</i>	1		5	3	1	146	146			71	171	23	171	125	125	10	
Mugilidae	<i>Mugil incilis</i>	1	1	2	2		220	220	170	170	141	142	173	193			6	
Mugilidae	<i>Mugil liza</i>			7	10	2					62	191	20	31	82	166	19	
Mugilidae	<i>Mugil sp.</i>	21	3	9	6	1	22	27	23	28	22	29	18	25	25	25	40	
Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i>				1								44	44			1	
Narcinidae	<i>Narcine brasiliensis</i>	1					103	103									1	
Ophichthidae	<i>Myrichthys ocellatus</i>		1						351	351							1	
Ophichthidae	<i>Myrophis punctatus</i>			1	1						260	260	291	291			2	
Ophichthidae	<i>Ophichthus ophis</i>				1								340	340			1	
Ophichthidae	<i>Ophichthus cylindroideus</i>			1							280	280					1	
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i>		12	24	40	20			19	118	16	99	19	102	21	110	96	
Paralichthyidae	<i>Citharichthys macrops</i>			13	28	45					21	94	25	96	15	105	86	
Paralichthyidae	<i>Citharichthys sp.</i>				3								13	16			3	
Paralichthyidae	<i>Citharichthys spilopterus</i>	2	3	18	14	9	103	114	24	118	22	105	27	110	33	102	46	
Paralichthyidae	<i>Etropus crossotus</i>		45			2			17	77					39	40	47	
Paralichthyidae	<i>Paralichthys brasiliensis</i>					2									96	173	2	
Paralichthyidae	<i>Paralichthys sp.</i>		2						30	30							2	
Polynemidae	<i>Polydactylus oligodon</i>	11	1		1	1	22	149	54	54			97	97	86	86	14	
Polynemidae	<i>Polydactylus virginicus</i>	622	132		1		25	132	19	100			31	31			755	
Pomacanthidae	<i>Pomacanthus paru</i>	1	2			2	26	26	21	31					17	27	5	
Pristigasteridae	<i>Chirocentron bleekermanus</i>	13	9				42	69	50	92							22	
Pristigasteridae	<i>Pellona harroweri</i>	18	1				99	124	111	111							19	
Scaridae	<i>Sparisoma radians</i>				1								23	23			1	
Sciaenidae	<i>Bairdiella ronchus</i>			4							53	77					4	
Sciaenidae	<i>Cynoscion acoupa</i>		53						49	80							53	
Sciaenidae	<i>Larimus breviceps</i>	36	183				13	180	11	91							219	
Sciaenidae	<i>Menticirrhus americanus</i>	2	5				23	69	52	68							7	
Sciaenidae	<i>Menticirrhus littoralis</i>	131	43				16	210	21	98							174	
Sciaenidae	<i>Odontoscion dentex</i>		17						59	142							17	
Sciaenidae	<i>Ophioscion punctatissimus</i>	30	84				24	125	19	90							114	
Sciaenidae	<i>Stellifer brasiliensis</i>	8	41				38	105	14	74							49	
Sciaenidae	<i>Stellifer rastrifer</i>	4	2				32	80	15	15							6	

Tabela 2- Continuação

Família	Taxa	Local					Amplitude de CP (mm)										Total		
		ARR	ENS	EST 1	EST 2	EST 3	ARR		ENS		EST 1		EST 2		EST 3				
							Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx			
Sciaenidae	<i>Umbrina coroides</i>	15	14				21	122	35	162									29
Serranidae	<i>Epinephelus adscensionis</i>				1								30	30					1
Serranidae	<i>Rypticus saponaceus</i>				1								115	115					1
Sparidae	<i>Archosargus rhomboidalis</i>	1			1		141	141					142	142					2
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i>			3	6							124	242	104	246				9
Sphyraenidae	<i>Sphyraena guachancho</i>				1									152	152				1
Syngnathidae	<i>Bryx dunckeri</i>				1									74	74				1
Syngnathidae	<i>Cosmocampus elucens</i>		1						57	57									1
Syngnathidae	<i>Hippocampus erectus</i>				1								106	106					1
Syngnathidae	<i>Hippocampus reidi</i>		1		1				111	111				0	0				2
Syngnathidae	<i>Microphis lineatus</i>	1					94	94											1
Syngnathidae	<i>Syngnathus pelagicus</i>		1		1				60	60									2
Synodontidae	<i>Synodus foetens</i>		2		14	5			76	83				69	187	54	154		21
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	35	39	1	124	140	33	104	15	96	87	87	11	133	13	90			339
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spengleri</i>				1									56	56				1
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides testudineus</i>	22	1	32	76	6	39	193	188	188	10	138	15	182	48	183			137
Uranoscopidae	<i>Astroscopus y-graecum</i>					1										70	70		1
Riqueza		60	68	55	73	47													125
Diversidade		3,45	4,06	3,44	3,25	2,68													4,27
Total Geral		1403	3543	3759	4464	3289	6	385	5	351	4	378	2	372	3	278			16458

Através do índice de similaridade de Bray-Curtis observa-se que o estuário 2 separa-se dos demais locais e apresenta maior similaridade com o estuário 1 e 3, com 52% para ambos, e menor similaridade com a enseada e arrebentação, com 29% e 0,7%, respectivamente. Enseada e arrebentação apresentam similaridade de 26% entre si e estuário 1 e estuário de 3 de 65% (Figura 3).

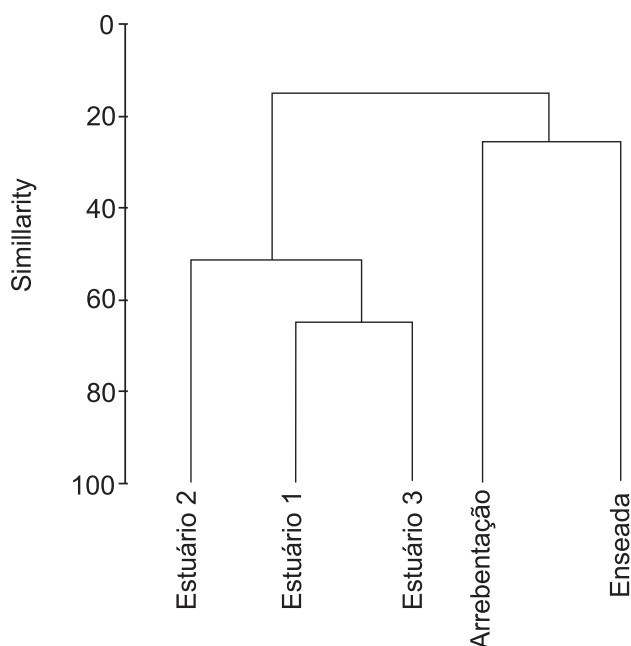


Figura 3 - Índice de similaridade de Bray-Curtis entre os locais estudados no complexo costeiro de Maracáípe, litoral sul de Pernambuco.

Essa análise é corroborada pela análise de correspondência, onde podemos observar que os ambientes estuário 1, 2 e 3 são habitados por famílias semelhantes de peixes (Figura 4). Já o ambiente arrebentação é frequentado por famílias distintas dos ambientes enseada e estuários 1, 2 e 3. As famílias de peixes que se encontram próximo do centro da figura, são famílias que aparecem esporadicamente (com menor frequência) nos ambientes estudados.

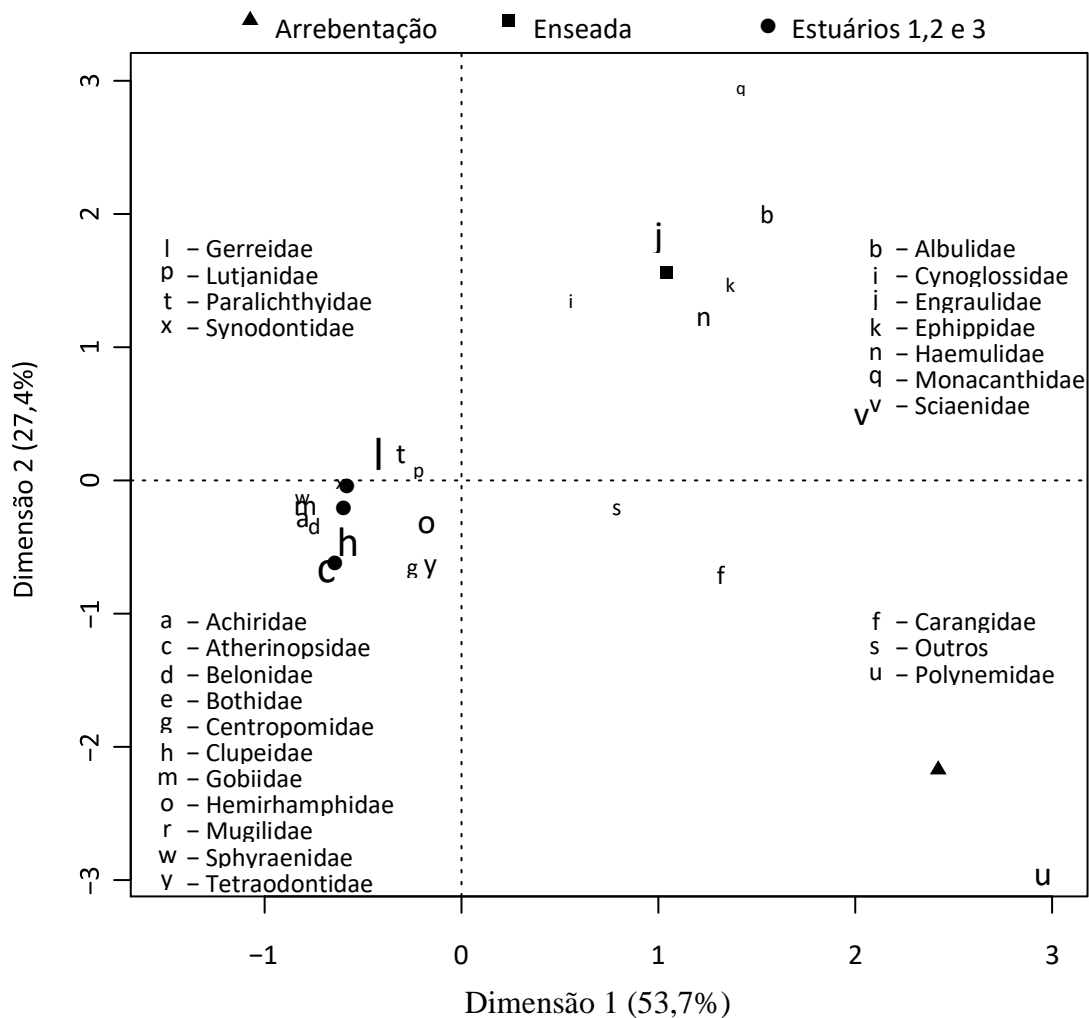


Figura 4- Análise de correspondência entre os locais e famílias capturadas no complexo costeiro de Maracaípe, litoral sul de Pernambuco. A categoria Outros corresponde às seguintes famílias: Acanthuridae, Antennariidae, Apogonidae, Ariidae, Balistidae, Dactylopteridae, Dactyloscopidae, Diodontidae, Elopidae, Fistulariidae, Monacanthidae, Mullidae, Narcinidae, Ophichthidae, Pomacanthidae, Pristigasteridae, Scaridae, Serranidae, Sparidae, Syngnathidae e Uranoscopidae.

Em relação à presença e ausência entre os ambientes, podemos observar um grupo formado por *L. grossidens*, *L. breviceps*, *T. carolinus*, *O. punctatissimus*, e *M. littoralis*, composto por espécies que ocorreram na enseada e na arrebentação. Um grupo é formado por *E. lefroy* e *A. lineatus*, ambas sem ocorrência na arrebentação, e um grupo maior formado por espécies que ocorreram em maior abundância no estuário e na enseada, mas com poucos indivíduos na arrebentação (Figura 5).

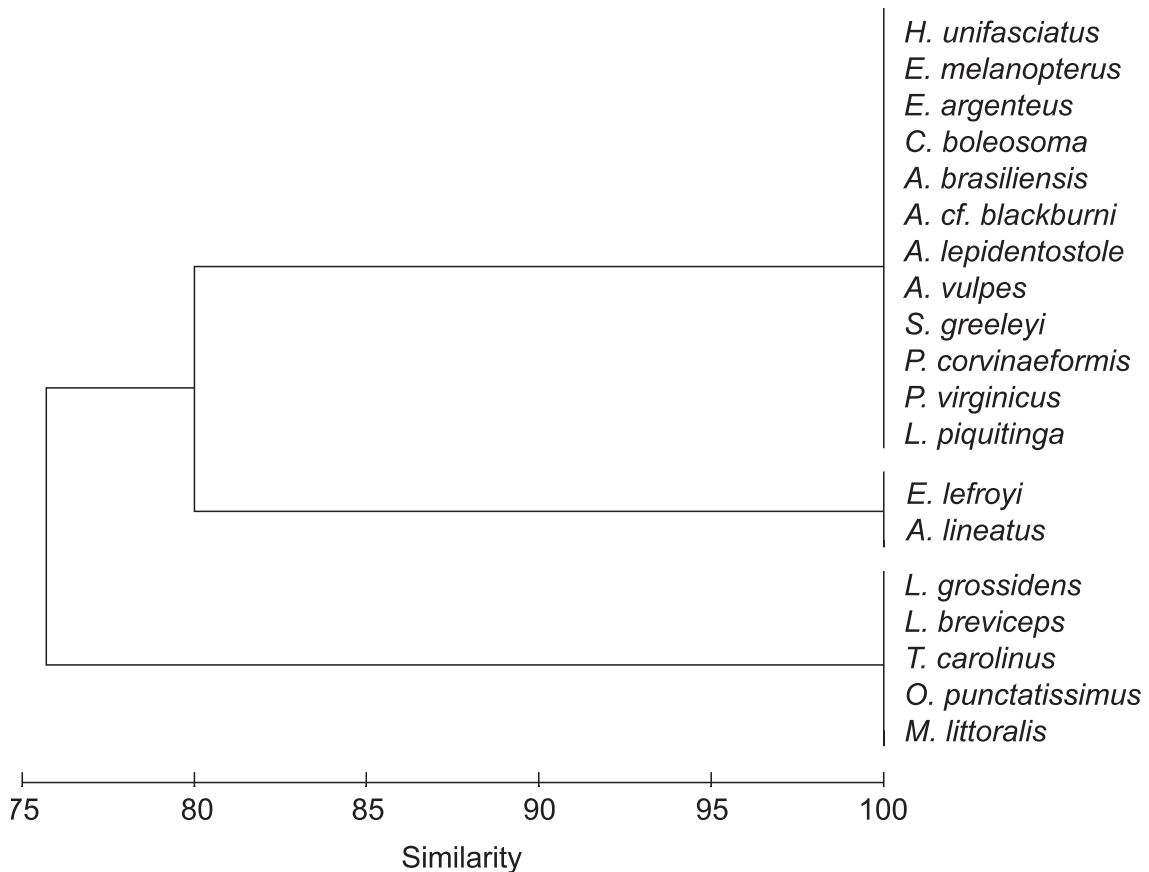


Figura 5 - Índice de similaridade de Jaccard de presença e ausência para as espécies com abundância maior que 2% do total capturadas entre os locais de estudo no complexo costeiro de Maracaípe, litoral sul de Pernambuco.

Dentre as espécies com abundância maior que 2% do total, entre os ambientes, observamos um grupo formado por *A. brasiliensis*, *E. lefroy* e *L. piquitinga*, espécies mais abundantes e que apresentaram maiores abundâncias principalmente no estuário e enseada e em grande número no estuário. Outro formado por *A. lineatus*, *E. melanopterus*, *S. greeleyi*, *E. argenteus*, *C. boleosoma* e *H. unifasciatus*, espécies predominantes com maior número no estuário ou enseada. *P. virginicus* aparece separadamente por apresentar ocorrência apenas na arrebentação e em grande número.

As demais espécies formam um grupo composto por espécies que ocorreram apenas na arrebentação e enseada ou com poucos indivíduos no estuário (Figura 6).

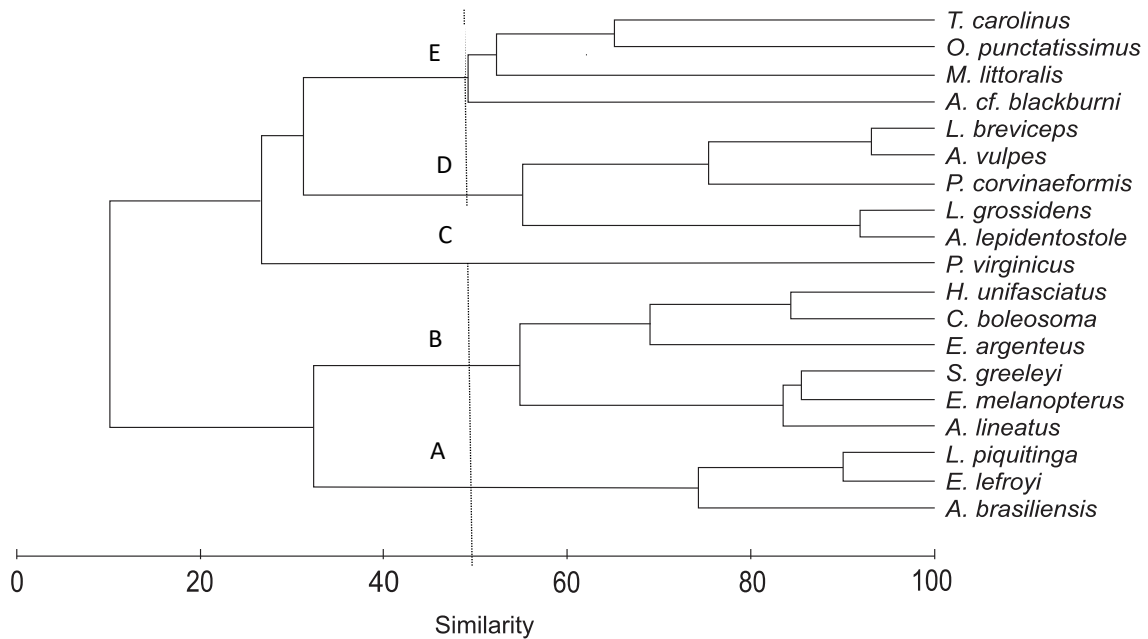


Figura 6 - Índice de similaridade de Bray-Curtis para as espécies com abundância maior que 2% do total, entre os ambientes estudados no complexo costeiro de Maracaípe, litoral sul de Pernambuco.

A distribuição desses grupos em guildas pode ser observada na figura 7, onde nota-se que o primeiro grupo (A) é composto por espécies estuarino dependente e apenas *A. brasiliensis* como residente, o segundo grupo (B), também dominado por espécies estuarino dependente e apenas *A. lineatus* considerada residente. O grupo C, formado por espécies abundantes na enseada, é dominado ainda por espécies estuarino dependente e estuarino oportunista. Já as espécies que apresentam abundância nos dois ambientes, enseada e arrebentação, grupo D, são formados por espécies estuarino oportunista, assim como a espécie *Polydactylus virginicus*, que se separa das demais por ser a única com ocorrência quase que exclusiva na arrebentação. (Figura 7).

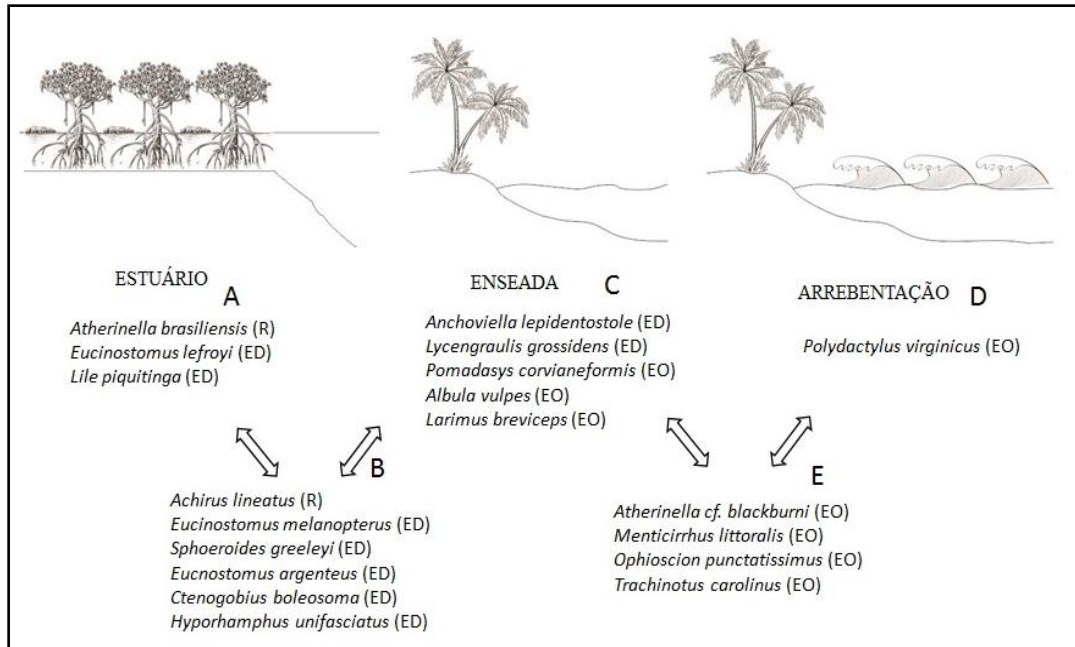


Figura 7 – Distribuição das espécies com abundância superior a 2% e suas respectivas guildas de ocupação entre os ambientes estudados no complexo costeiro de Maracáípe, litoral sul de Pernambuco. A: espécies dominantes no Estuário, B: espécies dominantes no Estuário e Enseada, C: espécies dominantes na Enseada, D: espécies dominantes na Enseada e Arrebentação e D: espécies dominantes na Arrebentação. R: estuarino residente, ED: estuarino dependente, EO: estuarino oportunista.

Quando observamos a distribuição das espécies em relação à amplitude de comprimento padrão, vimos que algumas delas apresentaram uma distribuição ontogenética diferentemente acentuada entre os ambientes. Indivíduos maiores de *A. brasiliensis* foram capturados na enseada e estuário 1 e os menores no estuário 2, apresentando diferenças significativas no tamanho entre esses ambientes, apenas a arrebentação e o estuário 3, regiões costeiras mais externas, não apresentaram diferenças significativas na distribuição de tamanho (Figura 8).

Os menores indivíduos de *Lile piquitinga* apresentaram preferência pela região mais interna do estuário, EST 1 e EST 2, não diferindo entre os mesmos, aumentando o tamanho à medida que se aproxima da região mais externa, com maiores indivíduos na arrebentação (Figura 8). *E. lefroy* e *E. melanopterus* apresentaram padrão similar, com indivíduos menores na região interna do estuário e maiores na região externa e enseada. *E. argenteus* apresentou menores indivíduos no estuário 2 e enseada e maiores em

estuário 3, com diferenças significativas entre todos os locais. *H. unifasciatus* apresentou diferenças entre os comprimentos apenas entre a região mais interna (estuário 1 e 2) e as regiões mais externas (estuário 3, arrebentação e enseada).

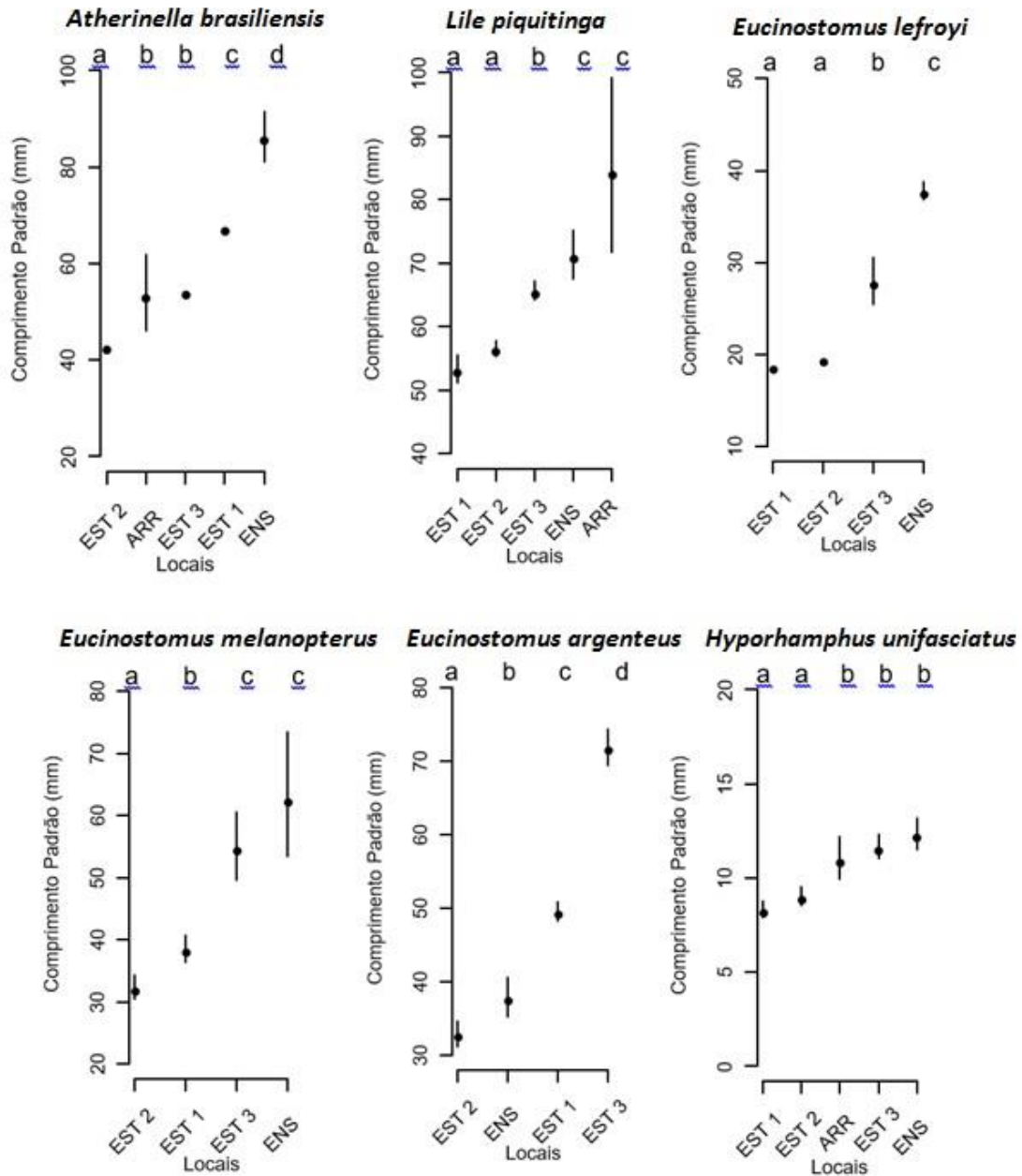


Figura 8- Variação espacial do comprimento padrão (média e desvio padrão) dos indivíduos das espécies mais abundantes capturadas entre os locais de amostragem no complexo costeiro de Maracaípe, litoral sul de Pernambuco.

4. Discussão

A distribuição de organismos marinhos é determinada por uma série de respostas complexas em relação às características físicas e biológicas do ambiente (Gaelzer e Zalmon, 2008). Os estuários são locais com variações espaciais e temporais contínuas, onde diversas variáveis ambientais apresentam mudanças gradativas desde o mar até o interior do estuário (Elliot e McLusky, 2002; Andrade- Tubino et al., 2008).

O complexo costeiro de Maracaípe não apresentou diferenças significativas entre as variáveis abióticas e os locais. Exceto para clorofila-a apenas no estuário 2 em relação aos demais locais, e para oxigênio dissolvido, que difere entre os locais estuarinos e a região de praia, visto que esses locais não apresentam tanto sedimento orgânico quando comparado ao estuário, além de possuírem maior movimentação das águas devido as ondas.

Peixes estuarinos são sujeitos a essa complexa matriz de interação entre fatores físicos, químicos e biológicos que limitam a sua ocorrência, de modo que apenas espécies capazes de tolerar ou se adaptar às alterações das condições físicas e biológicas, habitam estuários (Blaber, 2000). A partir desta afirmação nota-se que a maioria das espécies que frequentam o ambiente estuarino de Maracaípe apresentaram grande adaptação ao mesmo, visto que a região intermediária do estuário apresentou correlação negativa com a maioria das variáveis ambientais estudadas e, mesmo assim, foi a mais abundante e rica entre todos os ambientes.

Esta região destaca-se neste aspecto provavelmente por ser aquela mais afastada dos impactos antrópicos diretos presentes no estuário, visto que a região interna (EST 1) sofre descarga direta de esgoto residencial e a região externa (EST 3) apresenta um grande fluxo de turistas e embarcações de pequeno porte, sobretudo por sua localização. De acordo com Paiva e Araújo (2009), impactos de atividades humanas causam

alterações nas comunidades marinhas e estuarinas, tais como redução na biodiversidade, mudanças no ciclo biológico, redução na produção pesqueira, entre outras.

As regiões mais internas do estuário (EST 1 e 2) e a enseada (ENS) apresentaram um elevado número de espécies, o que pode estar relacionado com a condição de abrigo e fornecimento de alimento, que estas regiões apresentam. Estes fatores são as principais causas que levam os indivíduos, sobretudo jovens, a se dispersarem entre os ambientes e a habitarem um ambiente em particular, estabelecendo desta forma a conectividade biológica entre as assembleias de peixes (Beck et al., 2001; Nagelkerken, 2009). Esse padrão também foi observado por Jost (2002), no estuário do rio Miriri (PB), onde o mesmo encontrou, uma maior abundância em número de indivíduos na estação mais interna do estuário.

Apesar da elevada quantidade de espécies e riqueza de indivíduos no estuário 2, os maiores valores de diversidade foram registrados na enseada e arrebentação, regiões estas que apresentaram pouco domínio de espécies em seus ambientes quando comparadas à região estuarina. A enseada, região de praia protegida, apresentou uma melhor distribuição das espécies com o maior valor de diversidade. Robertson e Lananton, (1984) relataram que estudos sobre a ictiofauna em praias demonstram a presença de várias espécies de peixes, principalmente em estágio juvenil, o que indica sua importância como local de desenvolvimento de fases iniciais de vida.

Um alto valor de diversidade na arrebentação também foi observado por Gaelzer e Zalmon, (2008), os quais citaram poucas espécies dominantes em seu trabalho, enfatizando que a distribuição dos organismos marinhos é determinada por uma série de respostas complexas em relação às características físicas e biológicas do ambiente. Embora a diversidade na enseada e arrebentação tenha sido alta, Brown e McLachlan,

(2002) citaram que a diversidade nestes tipos de ambientes tende a ser dominada por um número pequeno de espécies, que frequentemente atingem densidades altas.

O padrão de diversidade caracterizado por maiores valores na enseada, arrebentação e estuário, respectivamente, também foi observado por Harris et al. (2001) no estuário de Santa Lucia, África do Sul. De acordo com Spach et al. (2007), a presença de poucas espécies com elevado número de exemplares é característica dos ambientes estuarinos e leva a uma distribuição pouco uniforme dos indivíduos na comunidade.

Para o estuário do rio Maracaípe, apesar da dominância de algumas espécies e menor valor de diversidade, quando comparados aos outros ambientes estudados, observou-se um valor de diversidade elevado, o que pode estar relacionado à disponibilidade de ambientes próximos, como recifes e enseada, ressaltando a importância da diversidade de habitats para a composição das espécies e a forte interdependência entre eles.

A diversidade de peixes em manguezais varia significativamente ao nível regional e a composição das espécies é influenciada principalmente pela diversidade de habitats (Blaber, 2000). A composição e a diversidade de espécies de peixes e complexas inter-relações entre estuários varia significativamente de acordo com escalas globais, longitudinais, locais e regionais, sendo influenciadas por combinações de escalas e por fatores únicos de cada ambiente (Blaber, 2007; Xavier et al., 2012).

Os valores de diversidade comparativamente menores apresentados entre os ambientes estuarinos se devem à dominância de algumas espécies, tais como *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus lefroyi* e *Lile piquitinga*. Apesar de sua dominância, *E. lefroyi* e *Lile piquitinga* são consideradas estuarino-dependente, ambas

pertencentes a famílias que apresentam dominância na maioria dos estuários brasileiros (Andrade-Tubino et al., 2008).

Este resultado difere do encontrado por Paiva et al. (2008), que não citam estas espécies entre as mais abundantes para o estuário de Rio Formoso, sendo apenas *A. brasiliensis* classificada como abundante e muito frequente, *E. lefroyi* como pouco abundante e pouco frequente e *L. piquitinga* não aparece na lista das espécies. Mérigot et al. (2016) não cita nenhuma das três espécies entre as mais abundantes nos estuários de Itapissuma, Sirinhaém, Suape e Rio Formoso, no litoral de Pernambuco. Essa diferença pode ser explicada pelo apetrecho utilizado nestes ambientes, que apresentava tamanho de malha maior do que aquela utilizada no presente estudo. Já Paiva e Araújo (2010), citam *L. piquitinga* como muito frequente e *E. lefroy* como uma das espécies mais abundantes de Gerreidae para os estuários de Pernambuco.

A abundância destas espécies refletiu na análise de similaridade entre os ambientes, onde observou-se um grupo formado pelas mesmas. Nota-se ainda, que apesar da movimentação de algumas espécies entre os ambientes, há preferência de algumas por determinado ambiente em particular.

Essas análises revelaram que houve mudança espacial na ocupação das espécies entre os ambientes. O estuário foi dominado em abundância por espécies classificadas como estuarino residente e estuarino dependente. Esse mesmo padrão foi observado para as espécies mais abundantes que compartilharam o ambiente estuarino e enseada. Na enseada além das espécies estuarino dependentes, houve domínio de espécies estuarino oportunistas, que apresentam elevadas abundâncias nesta região, predominando entre as espécies que dominam a enseada e a arrebentação juntas.

As diferenças observadas decorrem do movimento realizado principalmente por espécies estuarino-dependentes, que necessitam migrar para habitats berçários ainda em

estágios iniciais devida (Able, 2005). Estuários tropicais são representadas por poucas espécies de peixes residentes quando comparado aos migrantes (Blaber 2000), sendo dominados por jovens de espécies marinhas (Rosa e Zimmerman, 2000).

Essa preferência também foi observada através da análise de correspondência, onde as regiões estuarinas foram agrupadas pela semelhança de determinadas famílias, separando a enseada e a arrebentação que apresentaram famílias distintas dos demais ambientes. Essa diferença na composição de espécies entre ambientes também foi relatada por Xavier et al. (2012), em Mamanguape, nordeste do Brasil, onde observaram que a composição da ictiofauna mudou gradualmente da zona estuarina para a recifal, apresentando abundância e diversidade maiores na zona recifal e nas margens do estuário.

Assim, as assembleias de peixes podem ser distintas entre os diferentes habitats, entretanto, algumas espécies podem utilizar todos os ambientes de acordo com a fase do seu ciclo de vida (Harris et al., 2001; Chittaro et al., 2005; Dorenbosch et al., 2006). Essa maior abundância é melhor evidenciada em ecossistemas marinhos interligados do que naqueles que são isolados (Nagelkerken et al., 2001; Nagelkerken e Van der Velde, 2004).

Através da observação dessas espécies podemos relatar a importância da conectividade entre os ambientes, visto que embora *A. brasiliensis* seja considerada estuarina residente apresentou participação numérica na enseada e na arrebentação, e *E. lefroy* e *L. piquitinga* que são consideradas estuarino dependente, apresentaram papel fundamental na distribuição e abundância nas espécies estuarinas. As espécies classificadas como estuarinas correspondem àquelas capazes de completar todo seu ciclo de vida no estuário (Elliot et al., 2007). A maior densidade deste grupo no manguezal, assim como das marinhas migrantes (estuarino dependente), evidencia que

existe a busca por um ambiente raso, abrigado e com elevada complexidade estrutural. Entre as hipóteses que tentam elucidar os fatores que determinam essa busca, destaca-se a redução da taxa de predação, a maior oferta de alimentos e a disponibilidade de abrigo (Blaber, 2007; Nagelkerken et al., 2008).

Para inferir sobre o movimento de jovens e adultos entre habitats distintos, as diferenças na distribuição de classes de tamanho entre eles têm sido utilizadas com frequência (Gillanders et al., 2003), tendo a composição, a abundância, o tamanho e o tempo de residência dos indivíduos como os fatores mais comumente utilizados para essa avaliação (Faunce e Serafy, 2006).

Atherinella brasiliensis, espécie residente no estuário, apresentou indivíduos com menores tamanhos na região intermediária do estuário (EST 2), e maiores amplitudes de comprimento na enseada e arrebentação. Apesar de espécies de peixes que passam todo seu ciclo de vida nos ambientes estuarinos serem classificadas como estuarino-residentes, as mesmas também podem ser encontradas em ambientes marinhos costeiros (Eskinazi, 1992; Yáñez-Aracinbia, 1978). Estes peixes utilizam áreas rasas estuarinas adjacentes aos manguezais para reprodução e desova e ao atingirem a fase jovem e adulta, também ocupam ambientes estuarinos próximos, como planícies de marés e praias estuarinas (Fávaro et al., 2003; Vendel e Chaves 2006; Spach et al., 2007; Paiva et al., 2009).

Lile piquitinga apresentou menores tamanhos nas regiões estuarinas e maiores nas regiões externas, o que reforça a ideia de que a espécie apresenta o mesmo padrão dos demais clupeídeos de regiões tropicais, com desova e eclosão em ambiente marinho (Blaber, 1997), visto que não há registro de desovas da espécie no estuário, onde posteriormente a mesma entra para alimentação e em busca de abrigo.

Ambientes de águas rasas são os principais habitats para juvenis de Gerreidae, cujo padrão de distribuição envolve particularmente movimentos de habitats protegidos e pouco profundo de estuários para habitats abertos em áreas costeiras adjacentes (Xavier et al., 2012). Esse padrão também foi observado para as espécies de Gerreidae em Maracaípe, onde indivíduos menores de *E. lefroy*, *E. melanopterus* e *E. argenteus* ocuparam as regiões internas do estuário e em maior abundância. A distribuição das espécies parece estar associada a locais que apresentam uma menor salinidade, caracterizando o caráter estuarino da mesma, condição esta que está diretamente relacionada às espécies da família, considerado um fator determinante da abundância, recrutamento, reprodução, crescimento e sobrevivência de suas populações (Hajisamae et al., 2006). Dinâmicas espaciais semelhantes foram relatadas para gerreídeos em estuários tropicais por Franco et al. (2012), Ramos et al. (2014) e Araújo et al. (2016). Já *H. unifasciatus* apresentou pequena amplitude de tamanho entre os ambientes, diferindo apenas entre a região estuarina, com tamanhos menores, e a região externa, com exemplares maiores. Esta espécie apresenta hábitos estuarinos, costeiros e extremamente associado a fanerógamas marinhas, que utiliza como abrigo e para alimentação (Robertson e Klumpp, 1983; Klumpp e Nichols, 1983; Vasconcelos Filho et al., 1984; Jones, 1990; Sokolovsky e Sokolovskaya, 1999; Monteiro, 2003).

Através da observação da abundância das espécies e suas respectivas guildas, com amplitudes de tamanhos diferentes entre os ambientes, podemos observar a importância da conectividade entre os ambientes, visto que as mesmas apresentaram papel fundamental na distribuição e abundância das espécies entre os ambientes. Assim, evidenciamos a conectividade ecológica entre os ambientes costeiros estudados, através da movimentação de peixes entre habitats no complexo costeiro de Maracaípe.

Ressaltando que a fragmentação desses ecossistemas costeiros tropicais pode causar alterações substanciais na estrutura das comunidades, resultando em um declínio da biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas (Valentine-Rose et al., 2007). Como as atividades humanas continuam a eliminar ou fragmentar os habitats, um conhecimento da conectividade entre juvenis e adultos torna-se cada vez mais importante (Gillanders et al, 2003). Sobretudo para a manutenção da integridade dos ecossistemas visando a conservação e manejo dos recursos pesqueiros em ecossistemas marinhos tropicais.

Agradecimentos

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco – FACEPE, pela concessão da bolsa. À Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE, junto ao Programa de pós-graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura- PPGRPA. Ao Departamento de Pesca e Aquicultura (DEPAq) e ao Laboratório de Ictiologia.

5. Referências Bibliográficas

- ABLE, K. W. 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 64, 5-17.
- ABLE, K. W.; FAHAY, M. P. 1998. *The first year in the life of estuarine fishes in the Middle Atlantic Bight*. Rutgers University Press. p. 342.

ANDRADE-TUBINO, M. F.; RIBEIRO, a. L. R.; VIANA, M. 2008. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos Brasileiros: uma síntese. *Oecol. Bras.* 12(4), 640-661.

ARAÚJO, A. L. F., DANTAS R. P., PESSANHA, A. L. M. 2016. Feeding ecology of three juvenile mojarras (Gerreidae) in a tropical estuary of northeastern Brazil. *Neotrop. ichthyol.*14,1679-6225.

ARAÚJO, M. E. ; TEXEIRA, J.M. ; OLIVEIRA, A. M. E. . Peixes estuarino-marinhos do nordeste do Brasil: Guia ilustrado. Fortaleza: Editora da Universidade Federal do Ceará, v. 1. 260 p. 2004.

BECK, M. W., HECK, K. L., ABLE, K. W., CHILDERS, D. L. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience*, 51, 633 – 641.

BLABER, S. J. M. 1997. *Fish and fisheries of tropical estuaries*. Fish and Fisheries Series 22. Chapman & Hall. p 367.

BLABER, S. J. M. 2000. *Tropical estuarine fishes: ecology, explotacion and conservation*. Fish and Aquatic Resources Series 7. Blackwell Science Ltd. p.372.

BLABER, S. J. M. 2007. Mangroves and fishes: issues of diversity, dependence, and dogma. *Bulletin of marine science* 80(3): 457–472.

BROWN A. C.; McLACHLAN, A. 2002. Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*. 29, 62-77

BURKE, S. J. M. 1995. Role of feeding and prey distribution of summer and southern flounder in selection of estuarine nursery habitats. *Journal of Fish Biology* 47, 355–366.

CARPENTER, K.E. (ed.). 2002. *The Living Marine Resources of The Western Central Atlantic*. Volume 1: Introduction, Molluscs, crustaceans, Hagfishes, Sharks, Batoid,

fishes and chimaeras. Fao Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpentologist Special Publication No. 5. Rome, FAO. pp. 1-600.

CHITARO, P. M.; USSEGLIO, P.; SALE, P. F. 2005. Variation in fish density, assemblage composition and relative rates of predation among mangrove, seagrass and coral reef habitats. *Environmental Biology of Fishes*.72, 175-187.

DE ROSARIO-MARTINEZ H. phia: Post-Hoc Interaction Analysis, 2015. URL<https://CRAN.R-project.org/package=phia>. R package version 0.2-1.

DORENBOSCH, M., GROU, M.G.G., NAGELKERKEN, I. G. VAN DER VELDE. 2006. Different Surrounding Landscapes may Result in Different Fish Assemblages in East African Seagrass Beds. *Hydrobiologia* 563: 45-60.

ELLIOT, M.; MCLUSKY, D. S. 2002 – The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 5, 815-827.

ELLIOTT, M., WHITFIELD, A. K., POTTER, I. C., BLABER, S. J. M., CYRUS, D. P., NORDLIE, F.G.; HARRISON, T. D. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8, 241–268.

ESKINAZI, A. M. 1972. Peixes do Canal de Santa Cruz – Pernambuco, Brasil. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*. Recife, 13, 283-302.

FAUNCE, C. H.; SERAFY, J. E. 2006. Mangroves as fish habitat: 50 years of field studies. *Marine Ecology Progress Series* 318: 1–18

FÁVARO, L. F., LOPES, S. C. G., SPACH, H. L. 2003 Reprodução do peixe-rei, *Atherinella brasiliensis* (Quoy e Gaimard) (Atheriniformes, Atherinidae), em uma planície de maré adjacente à Gamboa do Baguaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 20(3): 501-506

- FARIA, J. C.; DEMÉTRIO, C. G. B.; ALLAMAN, I. B. Biplot of Multivariate Data Based on Principal Components Analysis. Universidade Estadual de Santa Cruz -UESC, Ilhéus, Bahia, Brasil, 2013. URL <https://cran.r-project.org/web/packages/bpca/index.html>
- FRANCO, T. P., L. M. NEVES, T. P. TEIXEIRA e F. G. ARAÚJO. 2012. Patterns of spatial distribution of five species of mojarras (Actinopterygii: Gerreidae) in a small tropical estuary in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92: 1217-1225.
- FIGUEIREDO J. L, MENEZES N. A. 1980. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). Museu de Zoologia/USP, São Paulo,
- FIGUEIREDO, J. L ; N. A MENEZES. 2000. Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). São Paulo, Museu de Zoologia, Univ. São Paulo, 116p.
- FIGUEIREDO, J. L; N. A MENEZES. 1978. Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). São Paulo, Museu de Zoologia, Univ. São Paulo, 110p.
- FISCHER, W. 1978. FAO species identification sheets for fishery purposes. Fish Area 31. Marine Resources Service Fishery Resources and Environmental Division – FAO Fisheries Department vol I, II, III, IV, V, Roma.
- GAELZER, L. R.; ZALMON, I. R. 2008. Tidal Influence On Surf Zone Ichthyofauna Structure At Three Sandy Beaches, Southeastern Brazil- *Brazilian Journal Of Oceanography*, 56(3):165-177.
- GAELZER, L. R.; ZALMON, I. R 2008. Diel Variation of Fish Community in sandy beaches of Southeastern Brazil - *Brazilian Journal Of Oceanography*, 56(1):23-39.
- GILLANDERS, B.M., ABLE, K.W., BROWN, J.A., EGGLESTON, D.B., SHERIDAN, P.F. 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Marine Ecology Progress Series* 247, 281-295.

GILLANDERS, B.M. 2009. Tools for Studying Biological Marine Ecosystem Interactions—Natural and Artificial Tags in Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems ed. Springer, p.615.

GUERRA, N.C. & MANSO, V.A.V. 2003. Beachrocks (recifes de arenito). In: Eskinazi-Leça, E., Neumann-Leitão, S. e Costa, M. F. (eds.). *Oceanografia um cenário tropical*. Recife: Edições Bagaço. 761p.

HAJISAMAE, S., P. YEESIN; S. CHAIMONGKOL. 2006. Habitat utilization by fishes in a shallow, semi-enclosed estuarine bay in southern Gulf of Thailand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68: 647-655.

HARRIS, S. A.; CYRUS, D. P.; BECKLEY, L. E. 2001. Horizontal Trends in Larval Fish Diversity and Abundance along an Ocean-Estuarine Gradient on the Northern KwaZulu-Natal Coast, South Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53: 221– 235.

HOTHORN, T., BRETZ, F. and WESTFALL, P. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50(3):346–363, 2008.

JONES, K., 1990. Growth and mortality in a lightly fished population of garfish (*Hyporhamphus melanochir*), in Baird Bay, South Austrália. *Trans. Royal Soc. Of St. Aust.* 114 (1): 37-45.

JOST, A.H. Composição e distribuição espaço-temporal da ictiofauna do estuário do rio Miriri, Área de Proteção ambiental, barra do rio Mamanguape (Município de rio Tinto, Paraíba, Brasil). 2002. 93f. **Dissertação** (Mestrado em Ciências Biológicas/Zoologia)-Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa.KLUMPP, D.W. & NICHOLS, P.D., 1983. Nutrition of the southern sea garfish *Hyporhamphus melanochir*: gut passage rate and daily consumption of two food types and assimilation of seagrass components. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 12: 207-216

- KNOX, G. A. 1986 *Estuarine ecosystems: a system approach*. vol. I/II. CRC Press, Boca Raton, Florida, p. 520.
- LENTH, R. V. Least-Squares Means: The R package lsmeans. *Journal of Statistical Software*, 69 (1):1–33, 2016.
- MANSO, V. A.; CORRÊA, I.C.S.; GUERRA, N.C. 2003. Morfologia e sedimentologia da Plataforma Continental Interna entre as Praias de Porto de Galinhas e Campos – litoral sul de Pernambuco, Brasil. *Pesquisas em Geociências*, 30(2): 17-25.
- McLUSKY, D. S.; ELLIOT, M.-2007 Transitional waters: A new approach, semantics or just muddying the waters?- *Estuarine, Coastal and Shelf*. 71, 359-363.
- MENEZES, N.A.; J. L. FIGUEIREDO. 1980. Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). São Paulo, Museu de Zoologia, Univ. São Paulo, 96p.
- MENEZES, N.A.; J. L. FIGUEIREDO. 1985. Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (4). São Paulo, Museu de Zoologia, Univ. São Paulo, 105p.
- MERIGOT, B., FRÉDOU, F. L., VIANA, A. P., FERREIRA, B. P., JUNIOR, E. D. N. C., DA SILVA JÚNIOR, C. B., & FRÉDOU, T. 2016. Fish assemblages in tropical estuaries of northeast Brazil: A multi-component diversity approach. *Ocean & Coastal Management*. 1-9
- MONTEIRO, A. 2003. Biologie et pêche des Aiguilles *Hemiramphus brasiliensis* (Linnaeus, 1758) et *Hyporhamphus inifasciatus* (Ranzani, 1842) (Poissons-Téléostéens-Hemiramphidae) dans la région Nord-Est du Brésil. These de doctorat de L' Université de Bretagne Occidentale. Brest – France.210 pp.
- NAGELKERKEN, I. 2009. *Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems*. Springer, 615 p.
- NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELDE, G.; GORISSEN, M. W.; MEIJER, G. J.; VAN'T HOF, T.; DEN HARTOG C. 2001. Importance of mangroves, seagrass beds

and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51, 31–44.

NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELDE, G. Relative importance of interlinked mangroves and seagrass beds as feeding habitats for juvenile reef fish on a Caribbean island. *Marine Ecology Progress Series*, v. 274, p. 153-159, 2004.

NAGELKERKEN, I., BLABER, S. J. M., BOUILLON, S., GREEN, P., HAYWOOD, M., KIRTON, L. G., MEYNECKE, J. O., PAWLIK, J., PENROSE, H.M., SASEKUMAR, A., SOMERFIELD, P.J. 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany* 89(2): 155-185

NENADIC, O; GREENACRE, M.. Correspondence Analysis in R, with two- and three-dimensional graphics: The ca package. *Journal of Statistical Software*, 20(3):1–13, 2007. URL <http://www.jstatsoft.org>

NUSCH, E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 14, 14-16.

PAIVA, A. C. G; ARAÚJO, M. E. Environmental characterization and spatial distribution of fish fauna in estuaries in the State of Pernambuco, Brazil. *Tropical Oceanography*, v. 38, n. 1, 2010.

PAIVA A. C. G., LIMA M. F. V., SOUZA J. R. B., ARAÚJO, M. E. 2009. Spatial distribution of the estuarine ichthyofauna of the Rio Formoso (Pernambuco, Brazil), with emphasis on reef fish. *Zoologia* 26: 266–278.

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**, v. 25, n. 4, p. 647-661, 2008.

- PRATCHETT, M. S.; BERUMEN, M. L.; MARNANE, M. J.; EAGLE, J. V.; PRATCHETT D. J. 2008. Habitat associations of juvenile versus adult butterflyfishes. *Coral Reefs*. 27:541–551.
- R CORE TEAM. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- RAMOS, J. A. A., M. BARLETTA, D. V. DANTAS, A. R. A. LIMA & M. F. COSTA. 2014. Trophic niche and habitat shifts of sympatric Gerreidae. *Journal of Fish Biology*, 85: 1446-1469.3
- RANDALL, J.E. 1983. Caribbean reef fishes. Neptune City, T.F.H. Publications. 368p.
- ROBERTSON, A. I.; LANANTON, R. C. J. 1984. Fish community structure and food chain dynamics in the surf-zone of sandy beaches: The role of detached macrophyte detritus. *Journal of experimental marine biology and ecology*. 84, 265-283.
- ROBERTSON, A.I. & KLUMPP, D.W., 1983. Feeding habits of the southern Australian Garfish *Hyporhamphus melanochir*: a diurnal herbivore and nocturnal carnivore. *Mar. Ecol. Prog.Ser.* 10: 197-201
- ROZAS, L.P; ZIMMERMAN, R.J. 2000. Small-scale patterns of nekton use among marsh and adjacent shallow nonvegetated areas of the Galveston Bay Estuary, Texas (USA), *Marine Ecology Progress Series*, v.193, p. 217-239.
- SHERIDAN, P.; HAYS, C. 2003. Are mangroves nursery habitat for transient fishes and decapods? *Wetlands*, 23(2), 449–458.
- SPACH, H. L., FÉLIX, F. C., HACKRADT, C. W., LAUFER, D. C., MORO, P. S., CATTANI, A. P. 2007. Utilização de ambientes rasos por peixes na Baía de Antonina, Paraná. *Biociências* 14(2): 125-13.

SOKOLOVSKY, A.S. & SOKOLOVSKAYA, T.G., 1999. Some aspects of biology of the japanesehalfbeak *Hyporhamphus sajori* from Peter the great Bay, Sea of Japan. J. Mar. Biol., 25(5): 426-430.

VALENTINE-ROSE, L. C., LAYMAN, A., ARRINGTON, D. A., RYPEL, A. L. 2007. Habitats fragmentation decreases fish secondary production in Bahamian tidal creeks. Bulletin of marine science 80(3): 863 – 877

VASCONCELOS FILHO, A.L.; GUEDES, D.S.; GALIZA, E.M.B.; ARAÚJO, S.A., 1984. Estudo ecológico da região de Itamaracá – Pernambuco – Brasil. XXVII. Hábitos alimentares de alguns peixes estuarinos. Trab. Oceanogr. Univ. Fed. Pe, 18: 231-260.

M. P. Galindo VILARDÓN. Una alternativa de representación simultánea: HJ-Biplot. Qüestiió, 10(1):13–23, 1986.

VENABLES, W. N; RIPLEY, B. D. Modern Applied Statistics with S. Springer, New York, fourth edition, 2002. URL <http://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4>. ISBN 0-387-95457-0.

VENDEL, A. L., CHAVES, P. T. 2006. Use of na estuarine environment (Barra do Saí Lagoon, Brazil) as nursery by fish. Revista Brasileira de Zoologia 23(4): 1117 – 1122

VILARDÓN, G. M. P. Una alternativa de representación simultánea: HJ-Biplot. Qüestiió, 10(1):13–23, 1986.

WHITEHEAD, P. J. P. The Clupeoid fishes of the Guianas. 1973. Bulletin of the Brithish Museus (Natural History) Zoology – Supplement 5, London. 227p.

XAVIER, J. H. A., CORDEIRO, C. A. M. M., TENÓRIO G. D.; DINIZ, A. F., PAULO JÚNIOR, E. P. N. 1, ROSA, R. S; ROSA, I. L. 2014 - Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangrove-reef gradient. Neotropical Ichthyology, 10(1): 109-122.

XAVIER, J. H. D. A., CORDEIRO, C. A. M. M., TENÓRIO, G. D., DINIZ, A. D. F., JÚNIOR, P., NUNES, E. P., ROSA, I. L. Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangrove-reef gradient. **Neotropical Ichthyology**, 10(1), 109-122. 2012.

WHITFIELD, A. K. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9, 151–186.

WHITFIELD, A.K. AND ELLIOTT, M. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries – a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology* 61, 229–250.

YÁÑEZ-ARANCIBIA 1978. A. Taxonomía, ecología y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico de México. Centro Cienc. del Mar Limnol. Univ. Nal. Autó

YÁÑEZ-ARANCIBIA, A.; NUGENT, R. S. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. In: Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología. 1977. p. 107-144.

4. 2 - Artigo científico II - Spatial pattern of size distribution of early stages of *Ctenogobius boleosoma* (Actinopterygii, Gobiidae) according to habitat

Artigo científico a ser encaminhado ao **Boletim do Instituto de Pesca.**

Todas as normas de redação e citação, deste capítulo, atendem as estabelecidas pela referida revista, conforme constante do endereço: ftp://ftp.sp.gov.br/ftppesca/novasInstrucoes_2011.pdf.

**SPATIAL PATTERN OF SIZE DISTRIBUTION OF EARLY STAGES OF
Ctenogobius boleosoma (ACTINOPTERYGII, GOBIIDAE)**

Isabela Maria da Silva ARAUJO¹, Natália Lacerda dos SANTOS², Herick Soares de SANTANA², Thais Monique da Silva BARRETO¹, Rodrigo Gomes da SILVA¹, William SEVERI¹

¹Laboratório de Ictiologia, Departamento de Pesca e Aquicultura, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Rua Dom Manoel de Medeiros - s/n, Dois Irmãos, Recife, PE, CEP 52171-900, Brazil. E-mail: imsaraujo@hotmail.com.

²Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura - Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais Universidade Estadual de Maringá Av. Colombo, 5790, Maringá, PR, CEP 87020-900, Brazil.

ABSTRACT

This study aims to understand the dynamics of ontogenetic occupation by *Ctenogobius boleosoma* regarding different coastal environments - bay, surfzone, reef and estuary - on the northeastern coast of Brazil, through the distribution and abundance of early size classes. Monthly samplings were developed between March 2012 and February 2013, using a plankton net for larvae and a beach seine for juveniles. We analyzed 903 individuals, 330 in the larval (SL = 6.0-14.8 mm) and 573 in the juvenile (SL = 15- 39.8 mm) phases. On the context of environmental variables and local, there were differences both for sampling locations and seasons, but their interaction was not significant. The analysis of variance evidenced that SL varied significantly according to the interactions local*period and local*season for larvae, and local*period for juveniles. The occurrences presented by SL ranges showed that individuals in the larval phase are found in all environments, with a lower occurrence in the reef. Juveniles presented a preference for inner locals in the estuary. Thus, the species was classified as estuarine resident, and the importance of sampling larvae and juveniles at different, but nearby coastal environments is emphasized, being essential for a better understanding of estuarine fish ecology.

Keywords: fishes; larvae; juvenile; estuary; bay; surf zone.

**PADRÃO ESPECIAL DA DISTRIBUIÇÃO DE TAMANHO DE ESTÁGIOS
INICIAIS DE *CTENOGOBIUS BOLEOSOMA* (ACTINOPTERYGII, GOBIIDAE)**

RESUMO

Este estudo objetiva compreender a dinâmica da ocupação ontogenética de *Ctenogobius boleosoma* em diferentes ambientes costeiros - estuário, enseada, zona de arrebentação e recife - na costa nordeste do Brasil, através da distribuição e abundância das classes iniciais de tamanho. Amostragens mensais foram realizadas entre março/2012 e fevereiro/2013, usando uma rede de plâncton para larvas e de arrasto para juvenis. Foram analisados 903 indivíduos, 330 larvas (CP = 6,0-14,8 mm) e 573 juvenis (CP = 15-39,8 mm). Em relação as variáveis ambientais e locais, foram registradas diferenças tanto para estações de amostragem quanto estações do ano, mas sua interação não foi significativa. A análise de variância evidenciou que CP variou significativamente de acordo com as interações local*período do dia e local*estação do ano para larvas, e local*período do dia para juvenis. As ocorrências das amplitudes de CP demonstraram que indivíduos na fase larval são encontrados em todos os ambientes, com menor ocorrência no recife. Os juvenis apresentaram preferência pelos locais mais internos do estuário. Deste modo, a espécie foi classificada como estuarino-residente, e a importância de amostrar larvas e juvenis em diferentes ambientes costeiros, proximamente localizados entre si, é enfatizada sendo essencial para uma melhor compreensão da ecologia de peixes estuarinos.

Palavras-chave: peixes; larvas; juvenis; estuário; enseada; zona de arrebentação.

INTRODUCTION

Understanding species preferences relative to their habitats and how the settlement process occurs is very important for the management of populations. This is particularly relevant for marine species that spawn and go through larval development at sea and use estuaries as nursery areas at juvenile phase, as well as reef species, which maintain an ecological relationship with the estuary during some stage of their life cycle (KNOX, 1986; BURKE, 1995).

Habitat shifts during early ontogeny are known for some fish species, and are evidenced in size classes' distribution studies in the ecosystems in which they occur. These are triggered by the demand for shelter and dietary changes due to distinct availability of food between ecosystems (NAGELKERKEN *et al.*, 2001), and overlapping avoidance in the feeding mode and habitat use (PRATCHETT *et al.*, 2008).

The degree of connectivity among aquatic populations at coastal systems are determined by the dispersal ability of adults, as well as their eggs and larvae (GILLANDERS, 2009). Differences in the distribution of size classes in different habitats have been used to infer about the establishment and movement of fish species across environments (GILLANDERS *et al.*, 2003), evidencing the spatial segregation of different developmental stages and their connections between coastal ecosystems.

Previous studies have evaluated the composition of species and their spatial and seasonal variation, but recent approaches have focused on the functional analysis of community structure, by grouping species into guilds (ELLIOT *et al.*, 2007). In this context, the estuarine fish community consists of estuarine resident species, as well as marine and freshwater migratory species which use the estuary as feeding, reproduction and breeding area for larvae or juveniles (BLABER, 2000).

Among the species that show preference for certain types of coastal habitats, the gobiid *Ctenogobius boleosoma* (JORDAN and GILBERT, 1882) is classified as estuarine (BLABER, 1997), and occurs in a wide variety of shallow and muddy estuarine habitats (HILDEBRAND and CABLE, 1938). However, the habitat use of this species is not properly characterized, since there are records of spawning and larvae occurrence both in coastal and estuarine areas (ABLE and FAHAY, 2010), leading to a controversial classification of its habitat use (ESKINAZI, 1972; BLABER, 1997; VASCONCELOS-FILHO and OLIVEIRA, 1999; ABLE, 2005; ANDRADE-TUBINO *et al.*, 2008; GOMES and BONECKER, 2014; GOMES *et al.*, 2014).

Therefore, in order to understand the organization and distribution of *C. boleosoma* in coastal environments, we tested the hypothesis that the length frequency distribution of its larvae and juveniles, is spatially structured between different coastal environments. Furthermore, we analyzed the influence of both daily and seasonal periods on the spatial structure of size classes distribution.

MATERIAL AND METHODS

Study area

The samplings were carried out in a coastal area located in the northeastern region of Brazil, on the Maracáipe beach, southern coast of Pernambuco state (08°31'00" to 08°33'11"S and 034°59'30" and 035°01'12"W). The study area is around the Pontal of Maracáipe, which is a coastal ecosystem formed by the estuary of the Maracáipe River, a sandstone coastal reef in its mouth region, a surf zone of a sandy beach located at the left side of the estuary, and a bay protected by reefs located at the right side.

The samples comprised three sampling locations in the estuarine zone: mouth (EST 3 - 08°32'22.4"S and 035°00'44.0"W), intermediary region between the mouth and the inner region (EST 2 - 08°32'22.4"S and 035°00'44.0"W), and estuarine inner region (EST 1 - 08°31'52.3"S and 035°01'00.8"W); one sampling location on the reef environment (REF - 08°32'20.3"S and 34°59'48.12"W); one sampling location at the surf zone (SUZ - 08°32'19.13"S and 35°00'10.4"W) and one sampling location at the bay (BAY - 08°32'51.5"S and 35°00'9.67"W)(Figure 1).

The reef area has a sandstone formation, consisting of paved sand with calcium carbonate and magnesium, comprised by 70 to 80% of quartz and feldspar minerals (siliciclastic), shells and algae fragments (bioclasts), and the remnant consisting of carbonated cement (MANSO *et al.*, 2003). The surf zone is characterized by presenting sediments composed of medium sands from bioclast soil origin (MANSO *et al.*, 2003), and the bay area is characterized by a softer beach profile, located near the initial stretch of the Maracáipe Bay in its southern portion (Serrambi beach), situated in the Ipojuca municipality. This location presents fringe or edged type reefs of sandstone formation and covered by organic matter, situated parallel to the coastline (GUERRA and MANSO, 2003).

Field procedure

Samples were taken monthly from March 2012 to February 2013 in day and night ebb tide periods. Each sample was triplicated in each coastal environment, during the new moon period which corresponds to a spring tide.

Ichthyoplankton surveys were obtained by surface horizontal trawling, using a 500 µm mesh size plankton net, 0.3 m in diameter at the mouth opening and 2 m long. The trawls had a standardized duration of 10 minutes. The amount of filtered water

was calculated by a flowmeter coupled at the center of the net mouth. All material collected was fixed and preserved in 5% formalin solution, neutralized with CaCO₃.

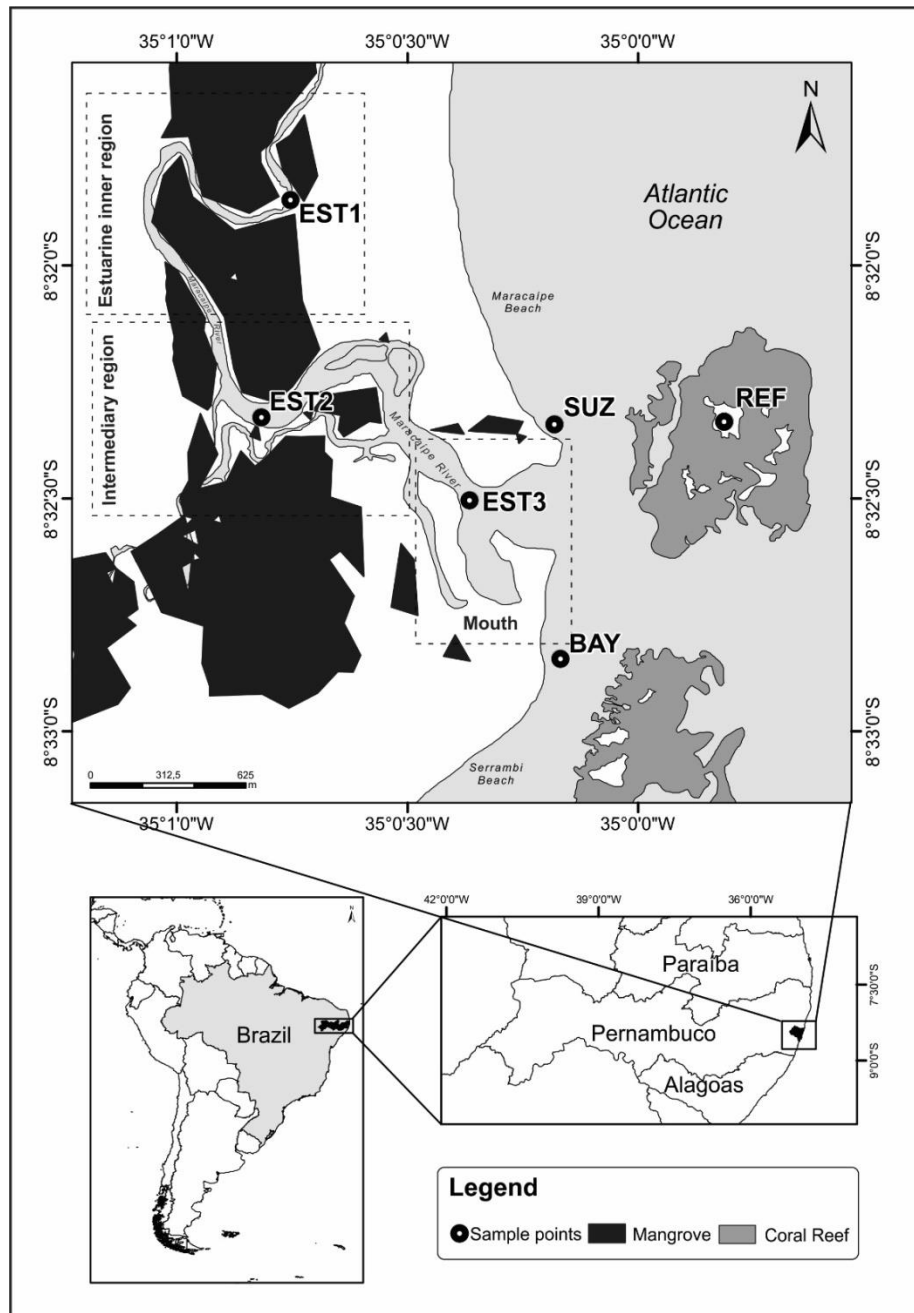


Figure. 1: Map of the study area with the sampling locations: Reef (REF), surf zone (SUZ), bay (BAY), estuary 1 (EST 1) estuary 2 (EST 2) and estuary 3 (EST 3) in the Maracaípe complex, Pernambuco, northeastern Brazil.

The samples of juveniles were obtained by beach trawling, with a 20m long beach-seine net, 2.5 m high and 5 mm mesh diameter. The trawls were held parallel to

the shore at an approximated 1.5 m depth, along a 50m stretch, corresponding to a coverage area of about 650 m² for each trawl occasion. The trawls were used in all environments, except in the coastal reef.

The environmental variables temperature, salinity, dissolved oxygen and pH were measured *in situ* at each sampling station using a multiparameter analyzer. Surface water samples were collected at each sample point for turbidity and chlorophyll-a analysis (Nusch, 1980).

Laboratory procedure

All collected material was examined under a stereoscopic microscope, identified with the aid of specific literature for larvae (RICHARDS, 2006; FAHAY, 2006) and juveniles (CARPENTER, 2002), and preserved in 70% ethanol.

Larvae and juveniles were measured for standard length (SL, mm) and had their stage of development categorized according to their body length, as inferior and superior to 15 mm, which corresponds to the transition size from larvae to juvenile in *Ctenogobius boleosoma* (WYANSKY and TARGETT, 2000). In order to contribute with the identification and meristic characterization, some specimens were diaphanized (DINGERKUS and UHLER, 1977) in order to facilitate the count of vertebrae, rays, spines and gill rakers.

Data analysis

A Principal Component Analysis (PCA) was used to assess the spatial and seasonal distribution of environmental variables, with the periods from September 2012 to February 2013 corresponding to the dry season, and from March 2012 to August 2012 as the rainy season. The effect of range and scale of data were reduced for each variable (except for pH) by a logarithmic transformation ($\log x+1$), and centered with mean of zero and standard deviation of 1. The broken-stick criterion (JACKSON, 1993) was used for axes retention, i.e., the axes with eigenvalues greater than those generated by the broken-stick were retained for interpretation. Later, by using the scores of each retained axes, we developed a Two-Way Analysis of Variance (ANOVA) to test for possible differences between the means of these variables relative to the sampling points and seasons. In each ANOVA, the response variable was the axis score

and the predictor variables were the sampling locations (SUZ, BAY, EST1, EST2, EST3 and REF) and season (dry and rainy).

The existence of spatial stratification in relation to the standard length of larvae and juveniles of *Ctenogobius boleosoma* was tested by a Three-Way ANOVA, with standard length as dependent variable and sampling locations, day period (day or night) and season as predictor variables. Larvae and juveniles were assessed separately.

The analyzes were performed using the R software (R CORE TEAM, 2015) with the support of vegan (OKSANEN *et al.*, 2015) and ggpot2 (WICKHAM, 2009) package at 5% of significance.

RESULTS

The first two axes of the PCA explained 46.45% of data variation (Figure 2). Considering the axis 1, pH and turbidity were the most important positive variables, while salinity had a negative influence. However, on the axis 2, the variables chlorophyll-a and dissolved oxygen influenced positively, while temperature presented a negative influence.

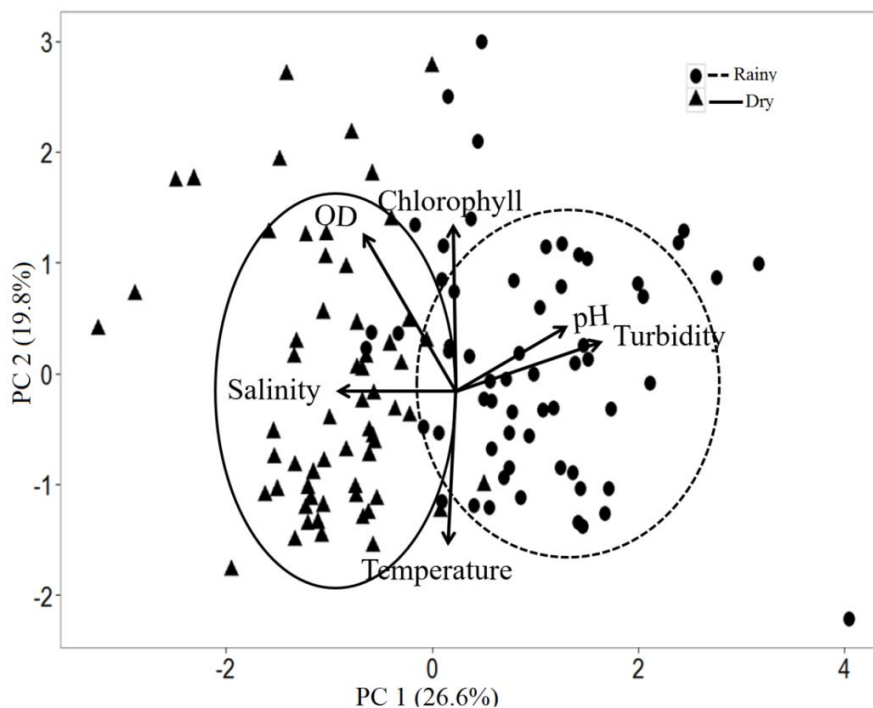


Figure 2 - Principal Component Analysis (PCA) for the environmental variables sampled in the dry and rainy seasons at the different environments of the Maracáípe complex, Pernambuco, northeastern Brazil.

The Two-Way ANOVA performed for each axis (1 and 2) to verify the existence of differences of environmental data between sampling locations and seasons evidenced significant differences. For the first axis, both sampling locations ($F = 5.778$; $p = 0.00009$) and seasons ($F = 235.236$; $p < 0.00001$) differed but with no significant interaction. The Tukey test indicated that REF differed from EST1, EST2 and EST3. Considering the second axis, there were significant differences just between locations ($F = 7.702$; $p < 0.00001$), and those that differed were SUZ from EST1, EST2, EST3 and REF; and BAY from EST1, EST2, EST3 and REF.

We analyzed a total of 903 individuals of *Ctenogobius boleosoma*, with 330 found in the larval phase (SL = 6.0 to 14.8 mm) and 573 in the juvenile phase of development (SL = 15 to 39.8 mm).

The analysis of variance showed that larvae SL varied according to the interactions local*day period and local*season, meanwhile for juveniles, only the interaction local*day period was significant (Tables 1 and 2). The SL distribution according to each factor is detailed in Figure 3.

Table 1 - ANOVA results for the standard length of larvae and juveniles by location, day period and season in the Maracaípe complex, Pernambuco. Significant values are in bold.

	Larvae		Juveniles	
	F	P	F	p
Local	8.78	<0.000001	66.37	<0.000001
Period	88.313	<0.000001	0.829	0.363
Season	2.237	0.136	70.971	<0.000001
Local*Period	27.749	<0.000001	23.898	<0.000001
Local*Season	7.261	<0.000001	1.566	0.21
Period*Season	0.463	0.497	0.326	0.568
Local*Period*Season	1.454	0.229	0.024	0.876

Larvae in the BAY and REF locations presented the smaller SL sizes recorded, while the larger ones were found at EST2 (Figure 3). Furthermore, large SL larvae were found at both day periods, with larger ones registered during the day, without

distinction between the dry and rainy seasons. Most of the larvae were collected during the night, although with smaller sizes.

Juvenile sizes presented differences between the sampling locations, with the smaller-sized ones collected in BAY and EST 3, and larger ones in the inner points of the estuary (EST 1 and EST 2), where most of the juveniles were also collected. Once more, there were no differences in relation to day period, even though a greater abundance of juveniles was sampled during daytime (Figure 3).

Table 2 -Results of the Tukey Test (*post hoc*) for significant interactions given by the ANOVA for the standard length of larvae and juveniles sampled in the Maracáípe complex, Pernambuco. Significant values are in bold.

Larvae		Juveniles	
Local*Period	p	Local*Period	p
EST2:day-SUZ:day	<0.00001	EST2:day-EST1:day	<0.00001
Local*Season		Local*Season	
REF:rainy-EST2:rainy	0.0223	BAY:night-EST1:day	0.0062
REF:dry-EST2:rainy	0.0384	EST1:night-EST1:day	0.0014
EST2:dry-EST3:rainy	<0.00001	EST2:night-EST1:day	<0.00001
REF:dry-EST3:rainy	0.0055	EST3:night-EST1:day	0.0014
EST2:dry-REF:rainy	<0.00001	-	-
REF:dry-REF:rainy	0.0006	-	-
EST2: dry-SU Z:dry	0.0005	-	-
REF:dry-SUZ:dry	0.0017	-	-
REF:dry-BAY:dry	0.0107	-	-
EST2:dry-EST1:dry	0.0176	-	-
REF:dry-EST1:dry	0.0108	-	-
EST3:dry-EST2:dry	0.0401	-	-
REF:dry-EST3:dry	0.0098	-	-

The frequency distribution of SL showed that individuals in the larval phase (5-10 mm SL) are found in all environments, with a lower incidence in the reef environment. The larvae comprised at the range of 10 to 15 mm SL presented low frequencies in all environments, with greater occurrence in SUZ and EST 2. Juveniles had a preference for the inner estuary points EST 1 and EST 2 (Figure 4).

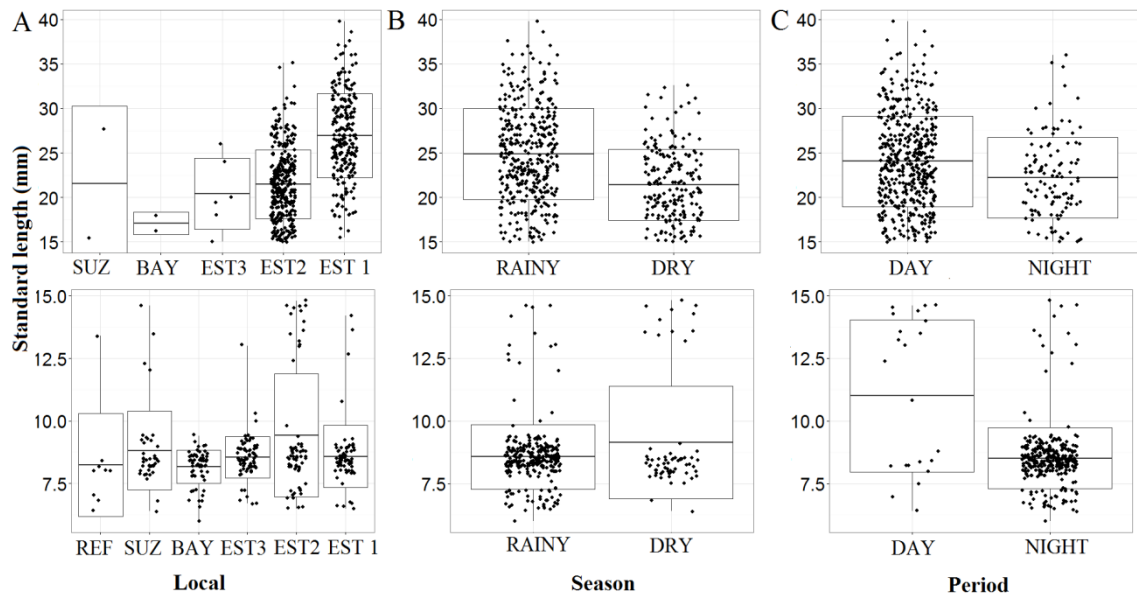


Figure 3 - Boxplots for means, standard deviation, maximum and minimum values of standard length of larvae (above) and juveniles (below), organized by sampling location (A), season (B) and day period (C) in the Maracáípe complex, Pernambuco, northeastern Brazil.

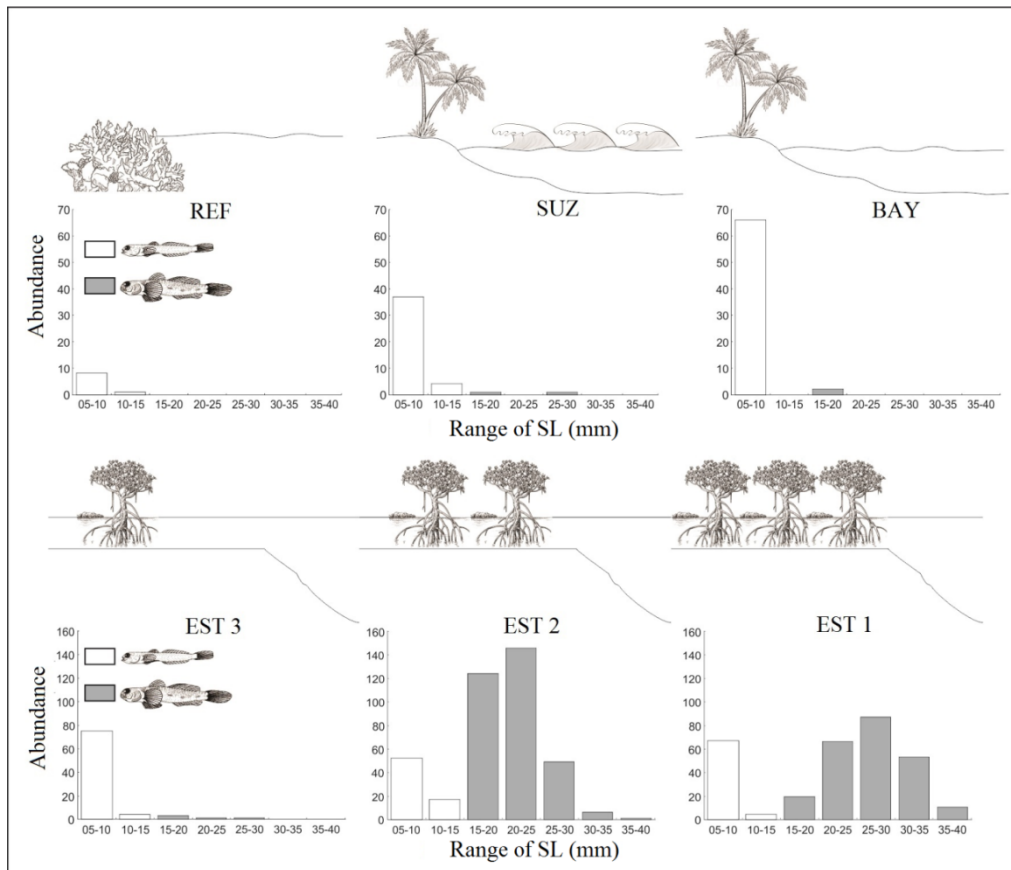


Fig. 4 - Abundance by classes of standard length for larvae and juveniles collected in the reef (REF), surf zone (SUZ), bay (BAY) and estuary (EST 3, EST 2 and EST 1) environments of the Maracaípe complex, Pernambuco, northeastern Brazil.

DISCUSSION

Estuarine fishes are liable to a complex matrix of interactions between physical, chemical and biological factors that limit their occurrence. Consequently, the number of species inhabiting estuaries is limited to those able to tolerate or adapt to changes in the physical and biological conditions prevailing in such environments. The degree of variance of these factors influences the distribution and life cycle of tropical marine fishes, and understanding the mechanisms that control it is fundamental to the knowledge of their ecology (BLABER, 2000).

Ctenogobius boleosoma juvenile and larvae abundance presented no direct relation with the examined environmental factors among the sampling locations in Maracaípe, due to their euryhaline and eurythermal characteristics. This may indicate

that their occurrence is not directly related to a particular environmental factor, but to a possible interaction between many of them. BLABER (2000) mentioned that due to the close interaction between physical and biological variables, typical of estuarine environments, it is often difficult to identify a single factor responsible for affecting a particular group of species.

The highest abundance of *C. boleosoma* larvae and juveniles in the innermost estuarine region of Maracaípe River can be related to the characteristics provided by the estuarine environment, such as refuges against predation, and protected and food-rich feeding areas (BLABER 2000; BECK *et al.*, 2001). Predation of juvenile fishes in estuaries is low, mainly due to turbidity, which affects the predator's visual acuity (BLABER and BLABER, 1980), as well as the exclusion of large fish due to the low depth of these environments. Furthermore, the mangrove structures offer hiding places for small fishes, as well as their potential prey organisms (BLABER, 2000).

Ctenogobius boleosoma presented a higher density of larvae at night, a common characteristic of ichthyoplankton assemblages. Such feature is related to vertical circadian migrations, which cause larval movements for feeding near the water surface during the night, as a strategy to reduce their vulnerability to predation during the day (RÉ, 1999; GOMES *et al.*, 2014).

The distribution and abundance of fish through coastal ecosystems, including dispersive stages of larvae, inherent to fish and crustacean life cycles (CHITTARO *et al.*, 2005), as well as recruitment, are influenced by ecological interactions between species and physical factors, such as currents, determining the structure of the fish community in any particular region (WILLIAMS, 1991).

The mixing of water with different densities in estuaries, from the tide flow at the sea side and freshwater down flow at the river side linked to local characteristics of wind, temperature, rainfall and currents, result in a complex model of water circulation that enable the passive transport of species, which use the tidal flow as the primary mechanism of transport for dispersion (MIRANDA *et al.*, 2002; BARLETTA and BARLETTA-BERGAN, 2009). This circulation is associated with the selective tidal stream transport (STST), which is an export and retention strategy through vertical migration, synchronized with the tide (BOEHLERT and MUNDY, 1988). Thus, the occurrence of larvae in the outer regions of the estuary and surf zones, bay and reef is possibly associated with a passive export process, favored by the ebb tides during

samplings, as well as their permanence at the most internal parts of estuaries, due to the STST retention mechanism.

Estuarine species are classified as resident when they spawn in the estuary and remain throughout their life cycle in this environment, while opportunistic estuarine species spawn in the marine environment using the estuary as a feeding or growth area for juveniles, before migrating back to the sea (WHITFIELD, 1999; WHITFIELD and ELLIOT, 2002). *Ctenogobius boleosoma* was classified as an opportunistic estuarine by GOMES *et al.* (2014), based on the distribution of their larvae in the estuary of the river Mucury, Bahia, northeastern Brazil.

The larval distribution pattern found in our study is similar to that reported by the above cited authors. However, the higher abundance of juveniles in the inner portions of the estuary, and their low occurrence in its mouth, at the bay and at the surf zone, supports the classification of *C. boleosoma* as a resident estuarine species in the Maracaípe river estuary. The classification of the species into this guild is shared by other authors, according to ichthyofaunal surveys along the Brazilian coast, such as ESKINAZI (1972) and VASCONCELOS-FILHO and OLIVEIRA (1999) in the Santa Cruz Channel (Pernambuco, Brazil); ANDRADE-TUBINO *et al.* (2008) in 22 estuaries of the North and Northeast Brazil, and BLABER (1997) in the Tortuguero estuary, Costa Rica.

Although some fish species are classified as estuarine residents for spending their entire life cycle in estuarine environments, some of them can also be found in coastal marine environments (ESKINAZI, 1972, YÁÑEZ-ARACINBIA, 1978). *Ctenogobius boleosoma* occurs in estuarine habitats, preferentially over muddy bottom (HILDEBRAND and CABLE, 1938), and is closely associated with this substrate, which possibly restricts its movement to the marine environment, dominated by sandy substrates (ESKINAZI 1972, YÁÑEZ-ARACINBIA, 1978).

The main difficulty in classifying fishes according to their functional use of habitat is to establish a pattern for the life history and behavior of any species. However, more recent studies have adopted a functional approach, in which species are classified in groups or guilds, according to certain attributes (ELLIOT *et al.*, 2007). This approach highlights the importance of knowledge about the dependence of the species relative to estuaries, and it is crucial for the conservation and management of these environments (BLABER, 2000).

Indeed, it is worth noting that the absence of collection of different phases of the initial development (larvae and juveniles), allied with simultaneous sampling events in different environments, especially when they are occupied by different ontogenetic stages, hampers the categorization used by several authors for estuarine species (ABLE and FAHAY, 1998). Such approach leads to a compartmentalized view of coastal ecosystems, to an inadequate understanding of fish life cycle, and to an inconsistent classification (SHERIDAN and HAYS, 2003). Such information is becoming increasingly important to classify and categorize this fauna and understand the factors causing elimination and fragmentation of coastal habitats (GILLANDERS *et al.*, 2003), hence contributing to the management of human activities' effects on these environments and their conservation (WHITFIELD, 1999; WHITFIELD and ELLIOT, 2002).

CONCLUSION

We conclude that the species was classified as estuarine resident, and the importance of simultaneous collection of data in different coastal environments, especially those with physical connection between them, is essential to identify similarities and differences between biogeographic areas and characterize the structure of estuarine fish communities on a global scale.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was financially supported by the Fundação Apolônio Salles de Desenvolvimento Educacional (FADURPE) for field work, and the Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) for a PhD grant to IMSA.

REFERENCES

ABLE, K. W. 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 64(1): 5-17.

- ABLE, K. W.; FAHAY, M. P. 1998. *The first year in the life of estuarine fishes in the Middle Atlantic Bight*. Rutgers University Press. p. 342.
- ABLE, K. W.; FAHAY, M. P. 2010. *Ecology of estuarine fishes: temperature waters of the Western North Atlantic*. The Johns Hopkins University Press. p. 566
- ANDRADE-TUBINO, M. F.; RIBEIRO, A. L. R.; VIANA, M. 2008. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos Brasileiros: uma síntese. *Oecologia Australis*, 12(4): 640-661.
- BARLETTA, M. E BARLETTA-BERGAN, A. 2009. Endogenous activity rhythms of larval fish assemblages in a mangrove fringed estuary in North Brazil. *The Open Fish Science Journal*, 2,(1): 15-24.
- BECK, M. W., HECK, K. L., ABLE, K. W., CHILDERS, D. L. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience*, 51(8): 633 - 641.
- BLABER, S. J. M. 1997. *Fish and fisheries of tropical estuaries*. Fish and Fisheries Series 22. Chapman & Hall. p 367.
- BLABER, S. J. M. 2000. *Tropical estuarine fishes: ecology, exploitation and conservation*. Fish and Aquatic Resources Series 7. Blackwell Science Ltd. p.372.
- BLABER, S. J. M.; BLABER, T. G. 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore. *Journal of Fish Biology*, 17(2): 143-162.
- BOEHLERT G.W.; MUNDY B.C. 1988. Roles of behavioral and physical factors in larval and juvenile fish recruitment to estuarine nursery areas. *American Fisheries Society Symposium*, 3(5): 51-67.
- BURKE, S. J. M. 1995. Role of feeding and prey distribution of summer and southern flounder in selection of estuarine nursery habitats. *Journal of Fish Biology*, 47(3): 355-366.
- CARPENTER, K. E.. 2002. (Ed.) *The living marine resources of the Western Central Atlantic* Rome: FAO. Vol. 3.
- CHITARO, P. M.; USSEGLIO, P.; SALE, P. F. 2005. Variation in fish density, assemblage composition and relative rates of predation among mangrove, seagrass and coral reef habitats. *Environmental Biology of Fishes*, 72(2): 175-187.
- DINGERKUS, G.; UHLER, L. D. 1977. Enzyme clearing of alcian blue stained whole small vertebrates for demonstration of cartilage. *Stain Technology*, 52(4): 229-232.
- ELLIOTT, M., WHITFIELD, A. K., POTTER, I. C., BLABER, S. J. M., CYRUS, D. P., NORDLIE, F.G.; HARRISON, T. D. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*, 8(3): 241-268.

- ESKINAZI, A. M. 1972. Peixes do Canal de Santa Cruz - Pernambuco, Brasil. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*. Recife, 13: 283-302.
- FAHAY, M. P. 2007. Early Stages of Fishes in the Western North Atlantic. *Dartmouth, NS, Canada: Northwest Atlantic Fisheries Organization*. Vol. 2
- GILLANDERS, B. M. 2009. Tools for studying biological marine ecosystem interactions – natural and artificial tags. In *Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems* p. 457-492.
- GILLANDERS, B.M., ABLE, K.W., BROWN, J.A., EGGLESTON, D.B., SHERIDAN, P.F., 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Marine Ecology Progress Series* 247: 281-295.
- GUERRA, N.C. & MANSO, V.A.V. 2003. Beachrocks (recifes de arenito). In: Eskinazi-Leça, E., Neumann-Leitão, S. e Costa, M. F. (eds.). *Oceanografia um cenário tropical*. Recife: Edições Bagaço. 761p.
- GOMES, E. A. P.; CAMPOS, P. N.; BONECKER, A. C. T. 2014. Occurrence of Gobiidae larvae in a tropical Brazilian estuary, with particular emphasis on the use of sizes classes to categorize species guilds. *Journal of Fish Biology*, 84 (4):, 996-1013.
- GOMES, E. A. P.; BONECKER, A. C. T. 2014. Structure and dynamics of Gobiidae larvae (Teleostei, Perciformes) in a tropical estuary: seasonal relationships with tidal cycles. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(7): 1557-1568.
- HILDEBRAND, S. F.; CABLE, L. E. 1938. Further notes on the development and life history of some teleosts at Beaufort, N. C. U.S. *Bur. Fish. Bull.*. 48. p. 505-642.
- JACKSON, D. 1993. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology*, 74(8): 2204-2214.
- KNOX, G. A. 1986. *Estuarine ecosystems: a system approach*. vol. I/II. CRC Press, Boca Raton, Florida, p. 520.
- MANSO, V. A.; CORRÊA, I.C.S.; GUERRA, N.C. 2003. Morfologia e sedimentologia da Plataforma Continental Interna entre as Praias de Porto de Galinhas e Campos - litoral sul de Pernambuco, Brasil. *Pesquisas em Geociências*, 30(2): 17-25.
- MIRANDA, L. B., CASTRO, B. M., KJERTVE, B. 2002. *Princípios de oceanografia física de estuários*, 1st ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo. Vol. 42.
- NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELDE, G.; GORISSEN, M. W.; MEIJER, G. J.; VAN'T HOF, T.; DEN HARTOG, C. 2001. Importance of mangroves, seagrass beds and the

shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51(1): 31-44.

NUSCH, E. A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Archiv für Hydrobiologie-BeiheftErgebnisse der Limnologie.*, 14: 14-16.

OKSANEN, J., G. F. BLANCHET, R. KINDT, P. LEGENDRE, R. MINCHIN, B. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. H. H. STEVENS & H. WAGNER. 2015. Vegan: community ecology package. R package version 2.2-1.

PRATCHETT, M. S.; BERUMEN, M. L.; MARNANE, M. J.; EAGLE, J. V.; PRATCHETT D. J. 2008. Habitat associations of juvenile versus adult butterflyfishes. *Coral Reefs*. 27(3): 541-551.

RÉ, P., 1999. Ictioplâncton Estuarino da Península Ibérica (Guia de identificação dos ovos e estados larvares planctônicos). Gráfica Europa Lda. Portugal. 163 p.

RICHARDS, W. J. (2006). *Early stages of Atlantic fishes: an identification guide for western central North Atlantic*. CRC Press, p.2581.

R CORE TEAM. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

SHERIDAN, P.; HAYS, C. (2003). Are mangroves nursery habitat for transient fishes and decapods? *Wetlands*, 23(2): 449-458.

VASCONCELOS-FILHO, A. L.; OLIVEIRA, A. M. E. 1999. Composição e ecologia da ictiofauna do Canal de Santa Cruz (Itamaracá - PE, Brasil). *Trab. Oceanog. Univ. Fed. PE, Recife*. 27(1): 101-113.

WHITFIELD, A. K. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9(2): 151-186.

WICKHAM, H. 2009. *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. Springer, New York.

WHITFIELD, A.K. AND ELLIOTT, M. 2002 Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries - a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology* 61: 229-250.

WILLIAMS, D. 1991. *Patterns and processes in the distribution of coral reef fishes*. In Sale (ed.) *The ecology of fishes on coral reefs*, Academic Press, San Diego. p.437-474.

WYANSKI, D. M. & TARGETT, T. E. 2000. Development of transformation larvae and juveniles of *Ctenogobius boleosoma*, *Ctenogobius hufeldti*, and *Gobionellus oceanicus*

(Pisces: Gobiidae) from western North Atlantic estuaries, with notes on early life history. *Bulletin of Marine Science*, 67(2): 709–728.

YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. 1978. Taxonomía, ecología y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efimeras del Pacífico de México. *Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 1(4).

4. 3 - Artigo científico III - Segregação espacial de espécies da família Gerreidae capturadas num complexo costeiro do Nordeste do Brasil.

Artigo científico a ser encaminhado a Revista **Iheringia – Série Zoologia**.

Todas as normas de redação e citação, deste capítulo, atendem as estabelecidas pela referida revista conforme constante do endereço: <http://www.scielo.br/revistas/isz/pinstruc.htm>.

Segregação espacial de espécies da família Gerreidae capturadas num complexo costeiro do Nordeste do Brasil

RESUMO

Dentre as espécies costeiras, aquelas da família Gerreidae se destacam por serem um dos mais abundantes grupos de peixes que habitam águas costeiras tropicais e subtropicais em todo o mundo. Apesar da dominância em estuários, sabe-se que, em sua maioria, são os indivíduos jovens que ocupam estes ambientes, principalmente como área de berçário, devido à alta disponibilidade de alimento e baixa predação. Neste contexto, o presente estudo teve como objetivos entender a dinâmica de ocupação das espécies de Gerreidae capturadas entre diferentes ambientes costeiros, através do estudo da distribuição e abundância, e avaliar diferenças na alimentação das espécies mais abundantes como forma de compreensão da influência da alimentação em sua distribuição. As amostras foram realizadas em uma região costeira localizada no nordeste do Brasil, entre as praias de Maracaípe e Serrambi. As amostras foram realizadas mensalmente, entre março de 2012 e fevereiro de 2013, nos períodos vazante-noturno e vazante-diurno, através de arrastos de praia, com rede tipo picaré. Foi coletado um total de 5.078 indivíduos de Gerreidae distribuídos em oito espécies: *Eucinostomus lefroyi* com 3.511 exemplares, *E. argenteus* com 902, *E. melanopterus* com 425, *E. gula* com 80, *E. havana* com 61, *Diapterus auratus* com 45, *Eugerres brasiliensis* com 30 e *D. rhombeus* com 24. Para uma melhor compreensão da distribuição das espécies, foi analisada a dieta das três espécies mais abundantes. Em relação à preferência dos itens nota-se que as espécies apresentaram diferenças entre elas. *E. lefroyi* apresentou Copepoda Calanoida como o item mais importante em sua dieta, Decapoda para *E. melanopterus* e Polichaeta para *E. argenteus*. Esses resultados podem estar relacionados ao tamanho das espécies, visto que *E. argenteus* apresentou os maiores indivíduos, tendo assim habilidade de capturar presas maiores, visto que indivíduos das maiores classes de todas as espécies apresentaram poliqueta em sua dieta. As variáveis ambientais não interferiram diretamente na distribuição e abundância das espécies e itens ingeridos, visto que não houve correlação clara entre os mesmos, demonstrando que estas espécies são altamente tolerantes aos fatores ambientais e sua distribuição no ambiente estuarino está diretamente ligada a proteção e disponibilidade de alimento. A abundância dos indivíduos refletiu na sua preferência alimentar, visto que os locais mais abundantes foram os que apresentaram a maior diversidade de itens. Apesar dessa afirmativa, não foi observado um padrão na preferência de item por ambiente. A estratégia de competição e exploração de recursos disponíveis nos ambientes pode justificar as variações da dieta entre os habitats. Todas as espécies estudadas apresentaram variação ontogênica na preferência de itens. O consumo de poliquetas está diretamente associado às fases ontogênicas maiores. As espécies estudadas apresentaram segregação espacial em relação ao volume de presas ingeridas, cujas diferenças na preferência dos itens podem ser uma estratégia de coexistência das mesmas entre os ambientes.

ABSTRACT

Among the coastal species, those of the Gerreidae family stand out as one of the most abundant groups of fish inhabiting tropical and subtropical coastal waters around the world. Despite their dominance in estuaries, it is known that, for the most part, young individuals occupy these environments, mainly as a nursery area, due to high food availability and low predation. In this context, the present study aimed to understand the occupation dynamics of Gerreidae species caught between different coastal environments, through the study of distribution and abundance, and to evaluate differences in feeding of the most abundant species as a way of understanding the influence of feeding on their distribution. Samples were taken in a coastal region located in northeastern Brazil, between the beaches of Maracaípe and Serrambi. The samples were carried out monthly between March 2012 and February 2013, during the ebb-night and ebb-diurnal periods, through beach trawls, with a beach seine net. A total of 5,078 Gerreidae individuals were collected from eight species. *Eucinostomus lefroyi* with 3,511 specimens, *E. argenteus* with 902, *E. melanopterus* with 425, *E. gula* with 80, *E. havana* with 61, *Diapterus auratus* with 45, *Eugerres brasiliensis* with 30 and *D. rhombeus* with 24. For a better understanding of species distribution the diet of the three most abundant species was analyzed. Regarding food item preference, it was noted that the species showed differences between them. *E. lefroyi* presented Copepoda Calanoida as the most important item in its diet, Decapoda for *E. melanopterus*, and Polychaeta for *E. argenteus*. These results may be related to the size of each species, as *E. argenteus* presented the largest individuals, thus having the ability to capture larger prey, and larger individuals of the three species presented polychaetes in their diet. The environmental variables did not directly interfere in the distribution and abundance of any species or food items, since there was no clear correlation between them, demonstrating that these species are highly tolerant to the environmental factors and their distribution in the estuarine environment is directly related to protection and food availability. The abundance of individuals reflected in their food preference, since the most abundant places were those that presented the greatest diversity of items. Despite this assertion, a pattern was not observed in the item preference per environment. The strategy of competition and exploitation of available resources in the environments can justify the variations of the diet among habitats. All species studied presented ontogenic variation in the preference of items. The consumption of polychaetes is directly associated to the more advanced ontogenic phases. The studied species presented spatial segregation in relation to the volume of prey ingested, and these differences in food item preference can be a strategy of their coexistence between the environments.

INTRODUÇÃO

A mobilidade de um organismo é um fator fundamental que pode explicar a conectividade funcional do ambiente (D'EON et al., 2003), assim como gerar subsídios para uma melhor compreensão das relações entre os componentes da ictiofauna e os demais organismos da comunidade aquática (HAHN et al., 1997).

As ligações existentes entre os ambientes costeiros podem ser avaliadas a partir da dinâmica trófica ou da segregação espacial de diferentes estágios do desenvolvimento de peixes que formam suas assembleias. A sua compreensão pode auxiliar nas tomadas de decisão, quando levamos em consideração as estratégias de manutenção, proteção e uso sustentável dos ecossistemas costeiros (GASALLA E SOARES, 2001; FROESE E PAULY, 2012).

A magnitude do impacto que fatores como competição e predação tem sobre a sobrevivência de um organismo varia de acordo com o tipo de habitat. Alguns deles, sobretudo aqueles considerados berçários, podem aumentar a probabilidade de sobrevivência de um indivíduo através do fornecimento de alimento e abrigo, assim como servir de suplemento para populações próximas (CHITTARO, 2005).

Dentre os ambientes costeiros interligados, se incluem os estuários, zona de arrebentação, enseadas e áreas recifais, que desempenham importante papel no ciclo de vida de vários organismos marinhos (COWLEY et al., 2001; LAEGDSGAARD E JOHNSON, 2001). Esses ambientes, de águas rasas costeiras tropicais, são ecossistemas únicos e geralmente ligados entre si através dos movimentos de organismos, nutrientes e outros materiais (NAGELKERKEN, 2009). As características próprias desses ambientes e sua conexão determinam limites no ciclo de vida das espécies, aumentando a necessidade de táticas e estratégias de sobrevivência específicas para cada um deles (SHEAVES, 2005).

A compreensão da dieta, ecologia alimentar e inter-relações tróficas de peixes estuarinos, é fundamental para a administração pesqueira e a conservação, visto que sem o conhecimento sobre o padrão de comportamento, requerimento alimentar e relações presa-predador, não é possível entender como a comunidade de peixes funciona, e inferir ou prever mudanças que possam resultar de intervenções naturais ou antropogênicas (BLABER, 2000).

Dentre as espécies costeiras, peixes da família Gerreidae se destacam como um dos mais abundantes grupos que habitam águas costeiras tropicais e subtropicais em todo o mundo (NELSON, 2006). Apresentam ampla distribuição geográfica e representam um importante recurso marinho comercial e de subsistência (MENEZES E FIGUEIREDO, 1980). São caracterizadas por apresentarem boca protrátil, em forma de tubo, que se estende para baixo quando prolongada, eficiente na captura de presas em substratos moles e arenosos (NELSON, 2006; BARLETTA E BERGAN, 2009).

Em Pernambuco, as espécies mais representativas dessa família são *Eucinostomus lefroyi* (GOODE, 1874), *E. melanopterus* (BLEEKER, 1863), *E. argenteus* GIRARD E BAIRD, 1855, *Diapterus rhombeus* (CUVIER, 1929) e *Eugerres brasilianus* (CUVIER, 1830), as quais possuem hábitos demersais, alimentando-se principalmente de invertebrados bentônicos (PAIVA et al., 2008).

Apesar de sua dominância em estuários, são os indivíduos jovens que predominantemente ocupam estes ambientes (ARAÚJO E SANTOS, 1999; BARLETTA E BLABER, 2007; BARLETTA E COSTA, 2009), principalmente como área de berçário, devido à alta disponibilidade de alimento e baixa predação (ARAÚJO et al., 1999). Estudos sobre a atividade alimentar de peixes tendem a evidenciar mudanças ontogênicas entre habitats para muitas espécies, usualmente desencadeadas por mudanças na dieta decorrentes de alteração na disponibilidade de alimento entre

ambientes, o que evita a sobreposição na alimentação e uso do habitat (NAGELKERKEN et al., 2001; PRATCHETT et al., 2008).

Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo entender a dinâmica de ocupação das espécies de Gerreidae capturadas em diferentes ambientes costeiros, através do estudo de sua distribuição e abundância, e avaliar diferenças na alimentação das espécies mais abundantes, visando compreender a influência da alimentação em sua distribuição. Desta forma, espera-se contribuir para um maior conhecimento da utilização de ambientes costeiros interligados, auxiliando na preservação ambiental e dos recursos pesqueiros.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

As amostragens foram realizadas em uma região costeira localizada no nordeste do Brasil, no litoral Sul do estado de Pernambuco, entre as praias de Maracáípe e Serrambi (08°31'00" a 08°33'11"S e 034°59'30" a 035° 01'12"W), pertencentes ao município de Ipojuca. A área de estudo está situada no entorno do Pontal de Maracáípe, um ecossistema costeiro formado pelo estuário do rio Maracáípe, os recifes costeiros de arenito em sua desembocadura, uma zona de arrebentação em praia arenosa localizada à sua esquerda, na praia de Maracáípe, e uma enseada protegida por recifes localizada à sua direita, na praia de Serrambi.

Os locais de amostragem (Figura 1) compreenderam três pontos na região estuarina, representando a desembocadura (EST 3 - 08°32'28,4"S e 035°00'22,6"W); a região intermediária entre a desembocadura e a região interna (EST 2 - 08°32'20,4"S e 035°00'50"W) e a região interna do estuário (EST 1 - 08°31'52,3"S e 035°00'45"W);

um ponto na zona de arrebitação (ARR - 08°32'19,13''S e 035°00'10,4''W) e um ponto na enseada (ENS - 08°32'51,5''S e 035°00'9,67''W).

A zona de arrebitação em Maracáípe se caracteriza por apresentar perfil de praia ligeiramente íngreme, com sedimentos constituídos por areias médias de composição terrígena e bioclástica (MANSO et al., 2003) e está localizada próximo ao trecho inicial da baía de Maracáípe em sua porção sul. A enseada apresenta perfil de praia mais suave e está localizada na porção norte da praia de Serrambi, sendo protegida da ação direta das ondas por recifes de formação arenítica com cobertura orgânica do tipo franja ou margem, dispostos paralelamente à linha de costa (GUERRA E MANSO, 2003).

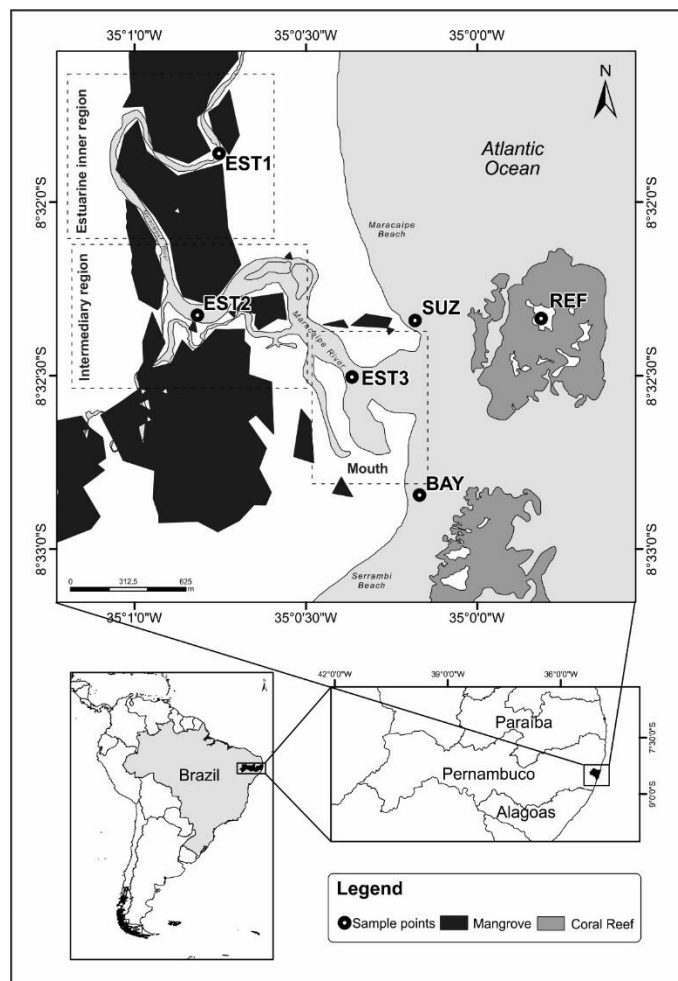


Figura 1- Mapa da área de estudo com a localização dos locais de coleta: arrebitação (ARR), enseada (ENS), estuário 1 (EST 1), estuário 2 (EST 2) e estuário 3 (EST 3), no complexo de Maracáípe, Pernambuco.

Procedimento em campo

As coletas foram realizadas mensalmente entre junho de 2012 e maio de 2013 nos períodos vazante-noturno e vazante-diurno. Cada amostra foi realizada em tréplicas nos diferentes ambientes costeiros no período da lua nova, que corresponde a uma maré de sizígia.

As amostras de jovens foram obtidas através de arrastos de praia, com rede tipo picaré, com dimensões de 20 m de comprimento, 2,5 m de altura e malha de 5 mm. O arrasto foi realizado paralelamente à margem a uma profundidade aproximada de 1,5 m, numa extensão de 50 m, correspondendo a uma área de cobertura de aproximadamente 650 m² para cada arrasto.

As variáveis limnológicas temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido e pH da água foram medidos *in situ*, em cada local de coleta, utilizando um analisador multiparamétrico. Amostras de água de superfície foram coletadas em cada ponto para análise de turbidez e de clorofila-a (NUSCH, 1980).

Procedimentos em Laboratório

O material proveniente das coletas foi analisado com auxílio de microscópio estereoscópico e, posteriormente, conservado em etanol a 70% e acondicionado em frascos de vidro, devidamente etiquetados. Toda identificação foi realizada a partir de bibliografia específica (MENEZES E FIGUEIREDO, 1980; RICHARDS, 2006; FAHAY, 2006). De cada indivíduo amostrado foi mensurado o comprimento padrão (CP, mm) e o peso total (g).

Para avaliar a dieta foram selecionadas as espécies mais abundantes, com representatividade numérica relativamente elevada entre os ambientes, sendo selecionadas *Eucinostomus melanopterus*, *E. lefroyi* e *E. argenteus*. Para cada espécie, foi retirada uma amostra aleatória de 60 exemplares de cada local, dividida entre as

estações do ano e os períodos do dia. Nos locais em que o número total de indivíduos coletados era inferior ao estipulado, todos os indivíduos foram analisados. Posteriormente, foi feita uma incisão no sentido anteroposterior na região medianoventral, realizada para abertura da cavidade abdominal e retirada do estômago, os quais foram pesados (g) e fixados em formaldeído a 5%. Antes da análise do conteúdo, os estômagos foram corados com rosa de bengala, por um período mínimo de 24 horas desde sua abertura, com o intuito de facilitar a identificação dos itens, posteriormente identificados ao menor nível taxonômico possível e classificados com apoio da literatura (HIGGINS et al., 1988; GIERE, 2009) e conservados em álcool a 70%.

O conteúdo foi analisado através do método volumétrico, o volume foi obtido através de uma placa milimetrada, onde o volume é obtido em mm^3 e, posteriormente transformado em mL (Hellowell & Abel, 1971).

Análise dos dados

Foram elaborados boxplots para visualizar a distribuição e abundância da espécie entre local, estação do ano e período do dia. Para determinar se o tamanho da amostra foi suficiente para descrever a dieta da espécie, foi gerada uma curva cumulativa de presas com 999 permutações.

A caracterização da dieta foi realizada com base na Frequência de Ocorrência (FO%) dos itens alimentares, que indica a proporção da presença de determinado item no estômago analisado, em relação ao número total de estômagos examinados, e na Participação Volumétrica (V%) que é calculada pela razão entre o volume de determinado item e o volume de todos os itens presentes no estômago (HYSLOP, 1980; ZAVALA-CAMIN, 1996). Esses valores foram utilizados no cálculo do Índice Alimentar (IA_i , %), que permite distinguir a importância relativa de cada item na dieta da espécie,

por combinação entre a Frequência de Ocorrência e a Frequência Volumétrica do item (KAWAKAMI E VAZZOLER, 1980).

A dieta da espécie por estação do ano (seca x chuvosa), período do dia (Dia x Noite) e local (ARR, ENS, EST1, EST2, EST3) foi observada através do escalonamento multidimensional (MDS) por meio da função “metaMDS”, tendo como unidade amostral os estômagos e os dados de entrada o volume das presas.

As diferenças na dieta por estação, período e local foram testadas mediante uma PERMANOVA com interação entre os fatores ($p < 0,05$) através da função “adonis”, e uma vez encontrada diferença significativa, foi realizado um exame post-hoc, pelo teste de comparações múltiplas (Pairwise_Test).

Para avaliar diferenças na dieta entre as classes de comprimento (10-25, 25-40, 40-55, 55-70, 70-85 mm), foram elaboradas duas análises de cluster através da função “hclust” baseada na soma do Volume das Presas para cada classe, utilizando a similaridade entre as Classes (Cluster1) e as Presas (Cluster2) para diagnosticar eventuais diferenças. A correlação Classes x Presas foi observada através da composição de um Heatmap, por meio da função “heatmap2”.

A relação entre as variáveis ambientais e a dieta das espécies foi avaliada a partir de um MDS com base na soma dos Volumes das Presas para cada Local, produzindo vetores de relação ambiental por meio da função “envfit” com 999 permutações. Os dados bióticos e abióticos para todas as análises foram padronizados através da transformação $\text{Log}(x + 1)$, assim como para realização do MDS, Cluster e Heatmap foi utilizada uma Matriz triangular de similaridade baseada na distância de Bray-Curtis por meio da função “vegdist”.

Todas as análises foram realizadas utilizando o software R (R CORE TEAM, 2015) com o auxílio dos pacotes *vegan* (OKSANEN et al., 2015), *ggpot2* (WICKHAM, 2009) e *gplot* (WARNES et al., 2012).

RESULTADOS

Foram coletados 5.078 indivíduos de Gerreidae, identificados em oito espécies: *Eucinostomus lefroyi* com 3.511 exemplares, *E. argenteus* com 902, *E. melanopterus* com 425, *E. gula* com 80, *E. havana* com 61, *Diapterus auratus* com 45, *Eugerres brasiliensis* com 30 e *D. rhombeus* com 24.

Uma análise comparativa de abundância e comprimento padrão, entre ambientes, estações do ano e períodos do dia foi realizada para as três espécies mais abundantes (*E. lefroyi*, *E. argenteus* e *E. melanopterus*).

Observa-se através da figura 2 que *E. lefroyi* apresentou maior abundância nas regiões internas do estuário, EST 1 e EST 2 (330 e 2482) e enseada, ENS (614), com maior abundância de indivíduos menores no ponto EST 2. Uma maior abundância de indivíduos (2080) foi registrada na estação chuvosa, sobretudo de indivíduos menores, e a estação seca com 1431 exemplares, apresentou uma melhor distribuição na abundância de indivíduos entre as classes de tamanho. O período diurno foi aquele com maior abundância de indivíduos (2873), com melhor distribuição entre as classes de tamanho, enquanto no período noturno foram registrados 638 exemplares (Figura 2A).

Diferentemente de *E. lefroyi*, *E. argenteus* apresentou maiores abundâncias nos locais EST 1 e EST 3 (380 e 320), com maiores médias de comprimento. A estação seca foi a mais abundante (744; 82,5% do total), também com predominância de indivíduos maiores, e o período diurno apresentou maiores quantidades de indivíduos (512; 56,8%), com predominância de indivíduos menores (Figura 2B).

E. melanopterus apresentou preferência pela região mais interna do estuário, EST 1 e EST 2 (162 e 194), com poucos indivíduos na região mais externa EST 3 (49) e enseada ENS (14) e arrebentação ARR (6). Durante a estação seca, foram registrados 217 indivíduos e 208 na chuvosa, sem diferença na amplitude de tamanho entre elas. O maior número deles foi capturado no período diurno (254) que no noturno (171), porém com uma maior amplitude de tamanho durante a noite (Figura 2C). A arrebentação apresentou o menor número de indivíduos para as três espécies.

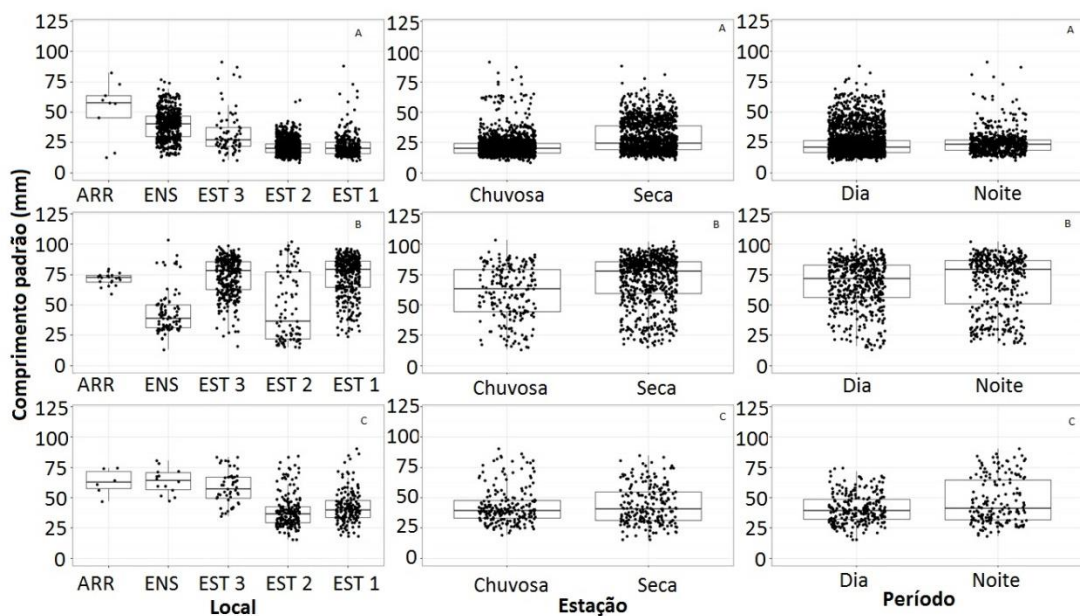


Figura 2 - Boxplot para média, desvio padrão, máximo e mínimo de comprimento padrão para *E. lefroy* (A), *E. argenteus* (B) e *E. melanopterus* (C), organizados por local de amostragem, estações do ano e períodos do dia, no complexo de Maracaípe, Pernambuco.

Em relação às variáveis ambientais e abundância das espécies nos locais podemos observar na figura 3 que os dois primeiros componentes explicaram 99,98% da variação total dos dados. *E. lefroy* está associada aos locais EST 2 e ENS de maneira positiva, assim como às variáveis salinidade, condutividade e turbidez da água, e relacionado de forma negativa com as demais espécies e as variáveis pH, clorofila e temperatura. O local EST 1 está altamente associado a *E. melanopterus* e temperatura, e

os locais EST 3 e ARR com *E. argenteus* e com as variáveis pH, clorofila e oxigênio dissolvido. As associações das espécies com o ambiente segue o mesmo padrão observado na figura 3.

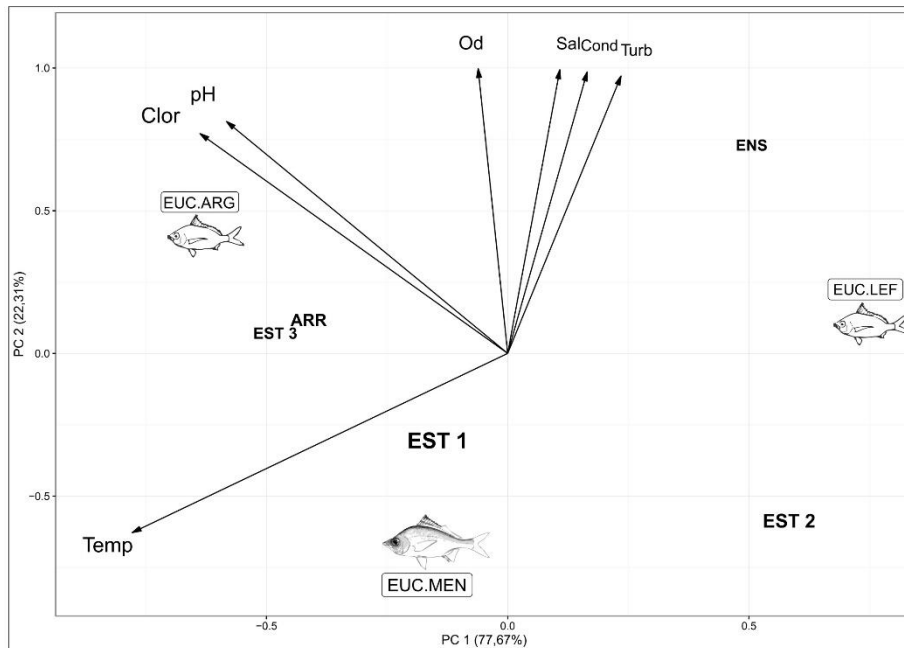


Figura 3 – Análise dos componentes principais (PCA) para as variáveis ambientais e abundância de *Eucinostomus lefroy*, *E. argenteus* e *E. melanopterus*, para a zona de arrebentação (ARR), enseada (ENS) e estuário (EST 1, EST2, EST3) no complexo costeiro de Maracáípe, Pernambuco.

Caracterização da dieta

Foram selecionados 15 indivíduos aleatoriamente de cada período do dia, estação do ano e local, totalizando 300 estômagos por espécie, quando o número de indivíduos coletados era suficiente para cada situação.

Para *E. melanopterus* foram analisados 147 estômagos, dos quais 74 estavam vazios. A dieta desta espécie foi caracterizada pela ingestão de 17 categorias de itens, os quais constam da tabela 1. De um modo geral, a alimentação de *E. melanopterus* é composta por copépodos, decápodes, poliquetas e material vegetal, com uma frequência de ocorrência (FO%) de, respectivamente, 82,2; 23,29; 24,66 e 20,55%. Dentre os copépodos, a Ordem Harpacticoida foi a mais significativa, com FO% de 34,25%. A

categoria MODA (material orgânico digerido animal) apresentou FO% de 93,15%. O Índice alimentar (IAi%) variou entre 0,24 a 59,63, sendo os decápodes a classe mais representativa para esta espécie (Tabela 1).

Para *E. argenteus* foram analisados 230 estômagos, 80 dos quais estavam vazios. Os itens com maiores valores de FO% foram copépodos, nemátodos e poliquetas, com 62,58, 21,29 e 33, 55% respectivamente, com os maiores valores de IAi% para copépodos e nemátodos. A categoria MODA apresentou FO% de 90,3 e IAi% de 60,8.

Dos 279 estômagos analisados para *E. lefroyi*, 138 estavam vazios, Copepoda Calanoida foi o item com maior FO% (74,8%) entre todos os itens e maior IAi%, com 67,9% (Tabela 1). Na tabela 2 constam os itens presentes na dieta das três espécies estudadas.

Tabela 1 – Frequência de Ocorrência (FO%), Frequência Volumétrica (V%) e Índice Alimentar (IAi%) da dieta de *Eucinostomus melanopterus*, *E. argenteus* e *E. lefroyi* do complexo costeiro de Maracaípe, Pernambuco.

Itens Alimentares	<i>E. melanopterus</i>			<i>E. argenteus</i>			<i>E. lefroyi</i>		
	FO%	V%	IA%	FO%	V%	IA%	FO%	V%	IA%
Actinopterygii	13,70	47,91	2,30	3,87	51,58	2,22	5,22	86	4,55
Cladocera				0,65	1,64	0,01			
Brachyura							0,87	40	0,35
Amphipoda	9,59	17,65	0,59				5,22	88	4,64
Chironomidae	2,74	25,53	0,24				0,87	6,3	0,06
Copepoda	12,33	37,84	1,63	31,61	27,25	9,57	3,48	50	1,78
Copepoda Calanoida	27,40	16,23	1,56	8,39	24,58	2,29	74,8	89	67,9
Copepoda Cyclopoida	8,22	14,03	0,40	4,52	17,51	0,88	0,87	50	0,44
Copepoda Harpacticoida	34,25	8,53	1,02	18,06	8,89	1,78	34,8	33	11,8
Crustacea (ovos/zoea)	6,85	64,90	1,56	3,23	8,94	0,32	2,61	33	0,88
Crustacea (partes)	1,37	61,54	0,29						
Decapoda	23,29	731,80	59,63	9,03	51,05	5,12	3,48	43	1,53
Decapoda (mysis)	2,74	49,83	0,48				0,87	38	0,34
Decapoda (zoea de camarão)	2,74	82,72	0,79						
Insecta (partes)							1,74	4,1	0,07
Hemiptera	5,48	75,22	1,44	0,65	100,00	0,72			
Material Vegetal	20,55	6,09	0,44	13,55	14,85	2,23	0,87	6,1	0,05
Isopoda				1,94	7,59	0,16			
Nematoda	13,70	8,42	0,40	21,29	5,48	1,30	5,22	19	1,00
Olygochaeta	6,85	21,37	0,51	7,10	13,12	1,03	2,61	23	0,61
Ostracoda							0,87	7,1	0,06
Polychaeta	23,29	129,22	10,53	33,55	29,62	11,0	1,74	69	1,23
MODA	93,15	49,61	16,17	90,32	60,61	60,8	6,09	35	2,16

Tabela 2 - Táxons dos itens alimentares da dieta de *E. melanopterus*, *E. argenteus* e *E. lefroyi* do complexo costeiro de Maracáípe, Pernambuco.

<i>E. melanopterus</i>	<i>E. argenteus</i>	<i>E. lefroyi</i>
TÁXON DOS ITENS	TÁXON DOS ITENS	TÁXON DOS ITENS
<i>Categorias/ Itens</i>	<i>Categorias/ Itens</i>	<i>Categorias/ Itens</i>
Filo ANNELIDA	Filo ANNELIDA	Filo ANNELIDA
Classe Polychaeta	Classe Polychaeta	Classe Polychaeta
Polychaeta	Polychaeta	Polychaeta
Classe Clitellata	Classe Clitellata	Classe Clitellata
Subclasse Oligochaeta	Subclasse Oligochaeta	Subclasse Oligochaeta
Oligochaeta	Oligochaeta	Oligochaeta
Filo ARTHROPODA	Filo ARTHROPODA	Filo ARTHROPODA
Subfilo CRUSTACEA	Subfilo CRUSTACEA	Subfilo CRUSTACEA
Crustacea (ovos/zoea)	Crustacea (ovos/zoea)	Crustacea (ovos/zoea)
Crustaceos	Crustaceos	Classe Ostracoda
Classe Maxillopoda	Classe Branchiopoda	Ostracoda
Subclasse Copepoda	Subclasse Phyllopoda	Classe Maxillopoda
Copepodas	Ordem Cladoreca	Subclasse Copepoda
Ordem Harpacticoida	Cladocera	Copepodas
Ordem Calanoida	Classe Maxillopoda	Ordem Harpacticoida
Ordem Cyclopoida	Subclasse Copepoda	Ordem Calanoida
Classe Malacostraca	Copepodas	Ordem Cyclopoida
Ordem Decapoda	Ordem Harpacticoida	Classe Malacostraca
Decapodas	Ordem Calanoida	Subclasse Decapoda
Decapoda (zoe de camarão)	Ordem Cyclopoida	Infraclasse Pleocyemata
Decapoda (mysis)	Classe Malacostraca	Ordem Brachyura
Subclasse Peracarida	Ordem Decapoda	Brachyura (zoea)
Ordem Amphipoda	Decapodas	Superordem Eucarida
Amphipoda	Subclasse Peracarida	Ordem Decapoda
Subfilo Hexapoda	Ordem Isopoda	Decapodas
Classe Insecta	Isopoda	Decapoda (mysis)
Subclasse Pterygota	Subfilo Hexapoda	Subclasse Peracarida
Infraclasse Noptera	Classe Insecta	Ordem Amphipoda
Superordem Endopterygota	Subclasse Noptera	Amphipoda
Ordem Diptera	Superordem Paraneoptera	Subfilo Hexapoda
Subordem Nematocera	Ordem Hemiptera	Classe Insecta
Família Chironomidae	Filo NEMATODA	Insetos
Chironomidae	Nematódeos	Subordem Nematocera
Subclasse Noptera	Filo CHORDATA	Família Chironomidae
Superordem Paraneoptera	Subfilo VERTEBRATA	Chironomidae
Ordem Hemiptera	Infrafilo Gnathostomata	Filo NEMATODA
Filo NEMATODA	Superclasse Peixes	Nematódeos
Nematódeos	Classe Osteichthyes	Filo CHORDATA
Filo CHORDATA	Subclasse Actinopterygii	Subfilo VERTEBRATA
Subfilo VERTEBRATA	Peixes	Infrafilo Gnathostomata
Infrafilo Gnathostomata	MODA	Superclasse Peixes
Superclasse Peixes	Material Orgânico Digerido Animal	Classe Osteichthyes
Classe Osteichthyes	VEGETAL	Subclasse Actinopterygii
Subclasse Actinopterygii	Material vegetal	Peixes
Peixes		MODA
MODA		Material Orgânico Digerido Animal
Material Orgânico Digerido Animal		VEGETAL
VEGETAL		Material vegetal
Material vegetal		

A relação entre as presas e as classes de comprimento para *E. melanopterus* evidenciou uma variabilidade da ingestão dos itens, de modo que os maiores indivíduos apresentaram uma preferência por presas maiores. Os indivíduos com tamanho na classe de 25-40 mm apresentaram uma dieta baseada em copépodos, nemátodos e oligoquetas, enquanto aqueles da classe de 41-55 mm ingeriram predominantemente hemípteros e crustáceos; na classe de 56-70 mm predominaram peixes e anfípodas, e na classe mais elevada de 71-85 mm houve uma maior ingestão de poliquetas e peixes, além de material vegetal (Figura 4).

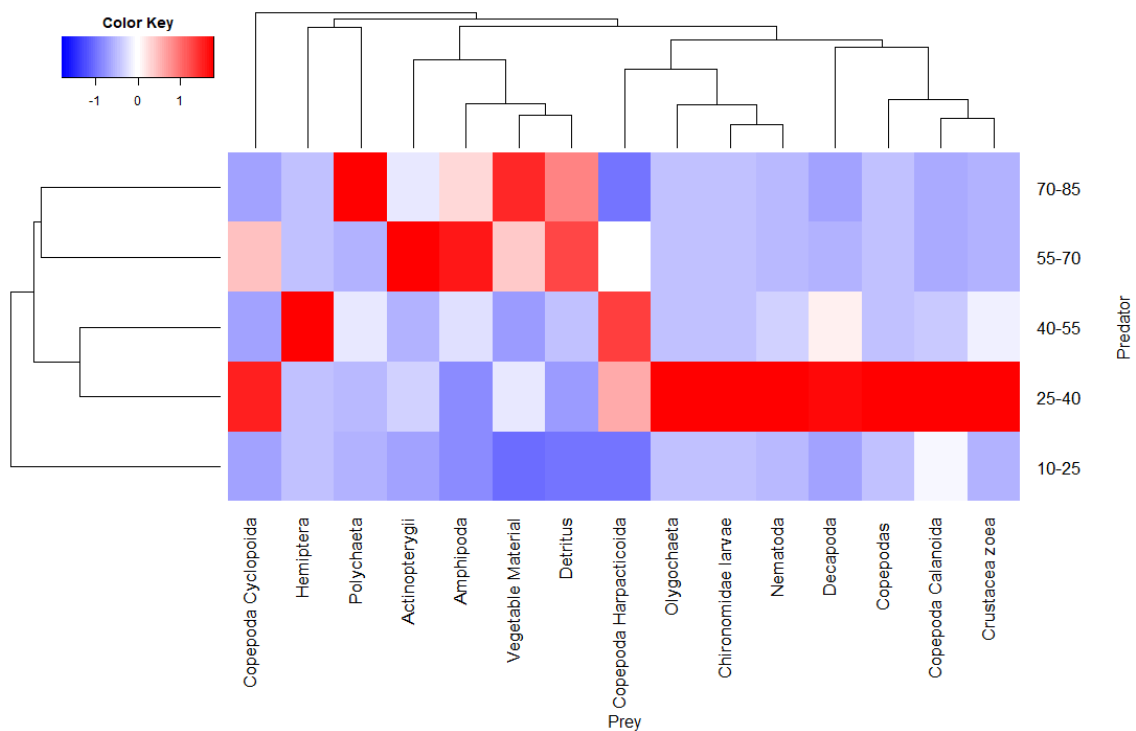


Figura 4 – Heatmap da dieta de *Eucinostomus melanopterus* por classes de CP (mm), do Complexo costeiro de Maracáípe, Pernambuco.

Indivíduos de *E. argenteus* com tamanhos nas classes de 10-25 mm e 25-40 mm ingeriram principalmente copépodos. Na classe de 40-55 mm, além dos copépodos, houve preferência por cladóceras. A partir dos 55 mm, houve uma maior variação na ingestão de itens na dieta, onde além dos copépodos houve preferência por oligoquetas, nemátodos, isópodos, cladóceras, material vegetal, peixes e detrito (Figura 5).

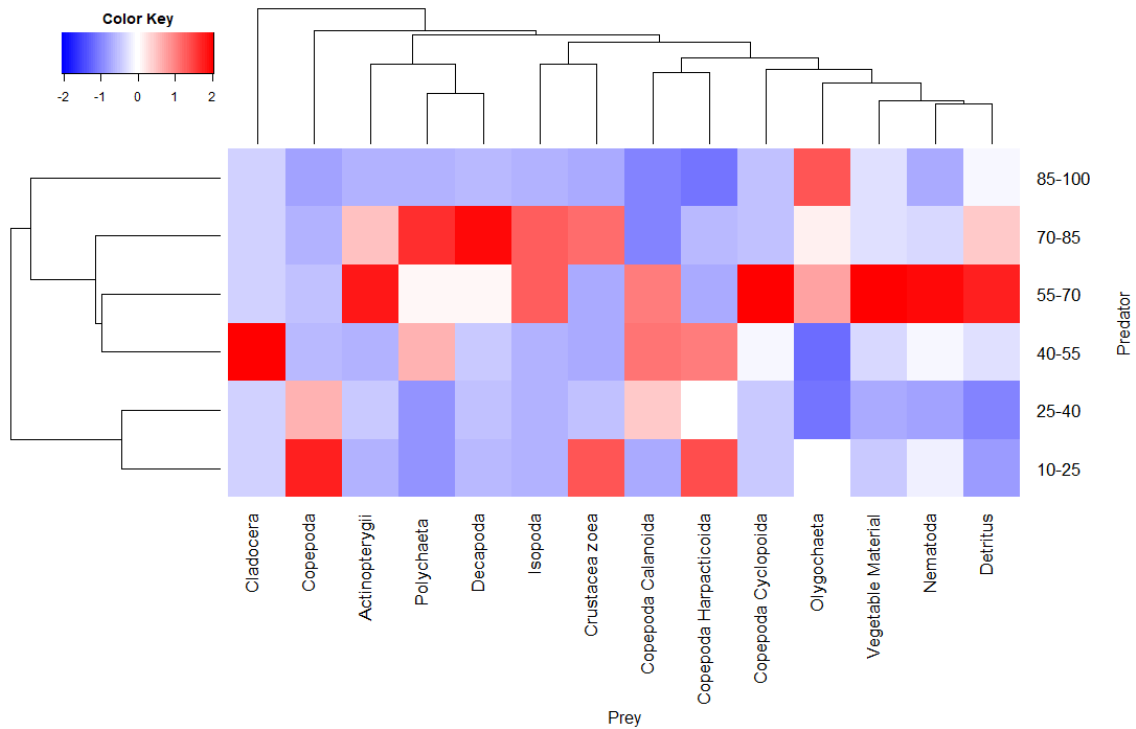


Figura 5 – Heatmap da dieta de *Eucinostomus argenteus* por classes de CP (mm), do Complexo costeiro de Maracáípe, Pernambuco.

Já *E. lefroyi* apresentou a menor amplitude de tamanho entre as espécies capturadas, sendo mais abundante indivíduos de menor tamanho, apresentando a maior diversidade de itens ingeridos, sem ingestão de poliquetas e anfípodos nas menores classes, itens que apresentaram dominância nas classes superiores à de 25-40 mm (Figura 6).

O MDS para a composição da dieta dos indivíduos entre as estações e os períodos do dia não apresentou resultado significativo ou padrão diferenciado evidente, para nenhuma das espécies.

Considerando as variáveis ambientais e a distribuição de itens de *E. melanopterus*, pH, clorofila e turbidez apresentaram correlação positiva com EST 1, EST 2, e com uma maior variedade de itens. Salinidade, condutividade elétrica e

oxigênio dissolvido apresentaram correlação negativa com esses ambientes, e correlação positiva com a arrebentação, enseada e EST 3. As regiões mais internas do estuário, EST 1 e EST 2, se correlacionaram com uma maior diversidade de itens, enquanto a arrebentação (ARR), apresentou correlação com peixe e material vegetal, e EST 3 com Copepoda Harpacticoida (Figura 7).

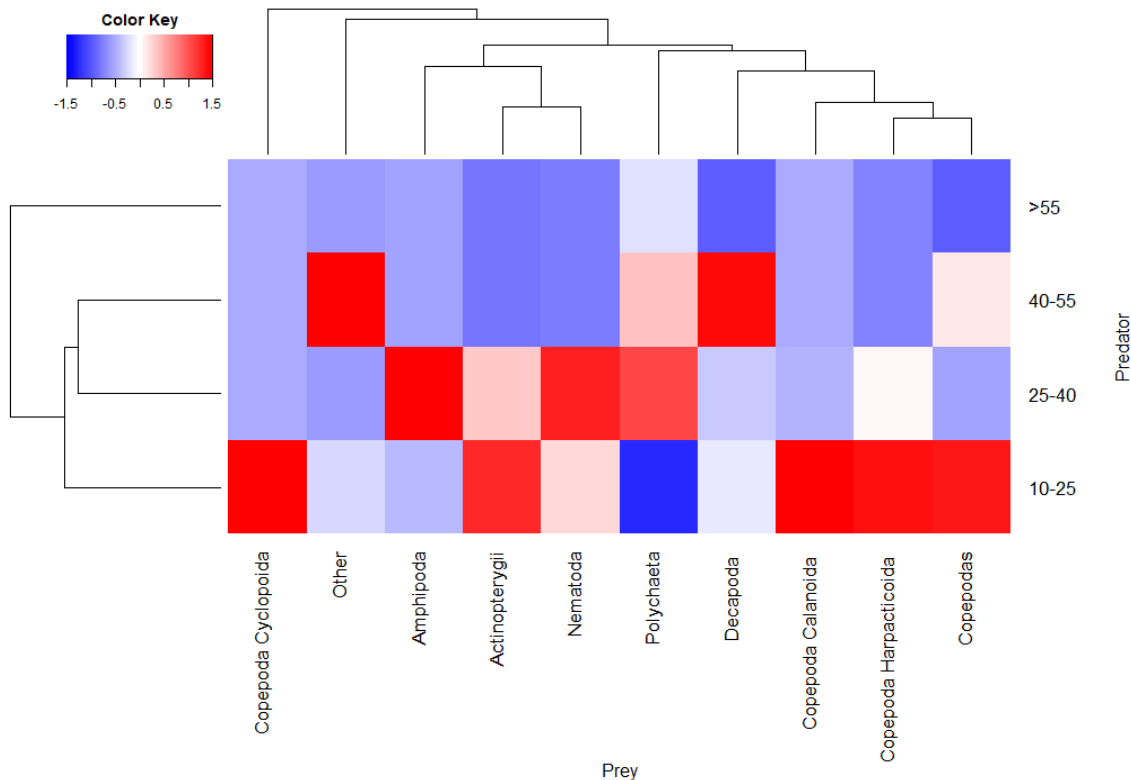


Figura 6– Heatmap da dieta de *Eucinostomus lefroyi* por classes de CP (mm), do Complexo costeiro de Maracáípe, Pernambuco.

Para *E. argenteus* observamos uma correlação inversa entre salinidade, condutividade e temperatura, com os locais EST 1, EST 2 e EST 3. EST 3 apresentou correlação positiva com clorofila-a, e pH correlação negativa com EST 2. A maior diversidade de presas está associada a EST 1 e EST 3. Praticamente não houve correlação de presas com enseada e arrebentação (Figura 8).

E. lefroyi apresentou maior correlação da diversidade de itens com EST 2 e Enseada. Arrebentação e EST 3 apresentaram correlação positiva com Copepoda

Cyclopoida e Polychaeta, enquanto EST 1 com Copepoda Calanoida e EST 2 com Copepoda Harpacticoida, anfípodas, nemátodos e peixes (Figura 9).

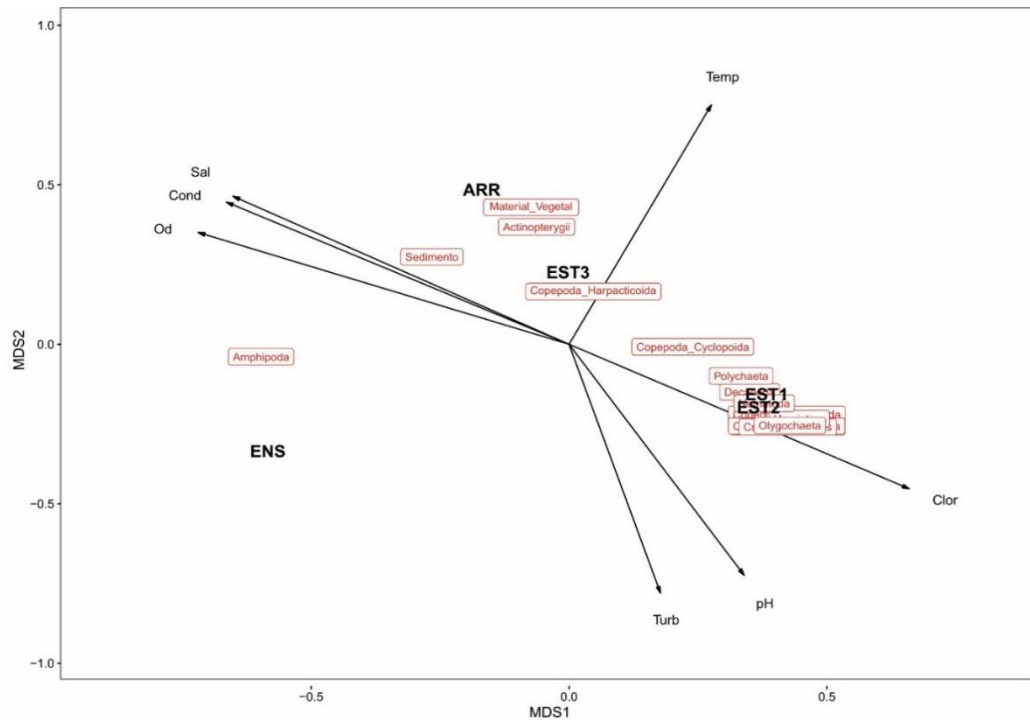


Figura 7 – MDS dos locais, dados ambientais e dieta de *Eucinostomus melanopterus* no complexo costeiro de Maracáípe, litoral sul de Pernambuco.

Através do MDS para os itens em relação as espécies podemos observar que *E. argenteus* e *E. lefroyi* apresentaram tendências diferentes na dieta, e *E. melanopterus* apresentou uma dieta mais ampla (Figura 10).

Eucinostomus argenteus e *E. melanopterus* apresentaram correlação positiva com os ambientes mais externos do estuário e com as presas de maior tamanho, como poliquetas e oligoquetas. *Eucinostomus lefroyi* apresentou correlação positiva com as regiões mais internas do estuário e com presas de menor tamanho, como copepodas (Figura 11).

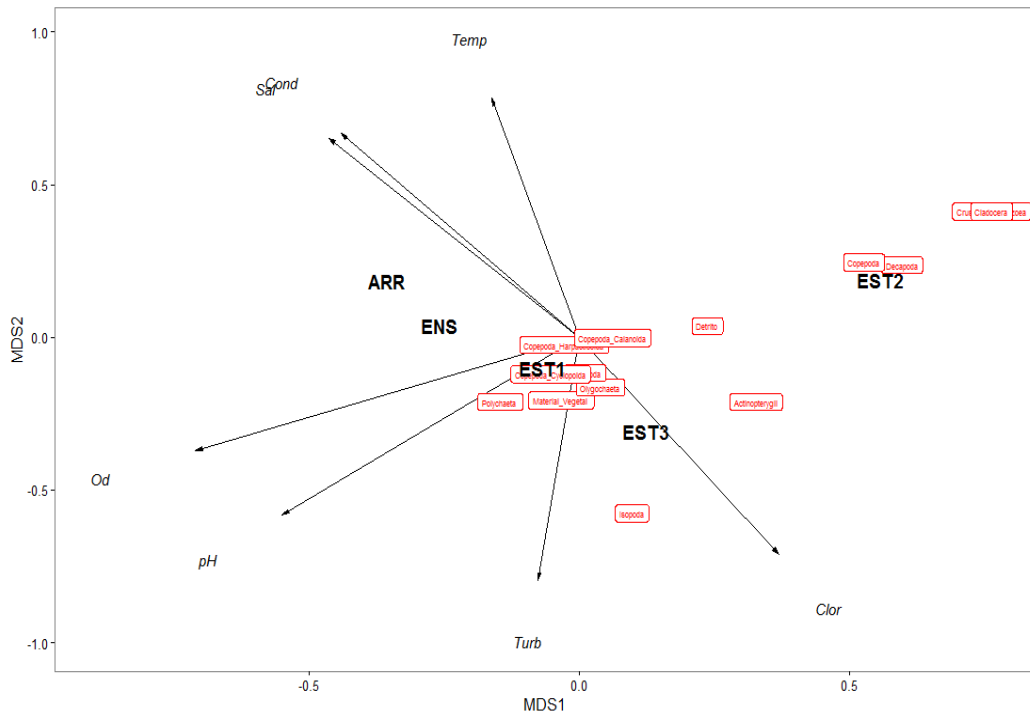


Figura 8 – MDS dos locais, dados ambientais e dieta de *Eucinostomus argenteus* no complexo costeiro de Maracaípe, Pernambuco.

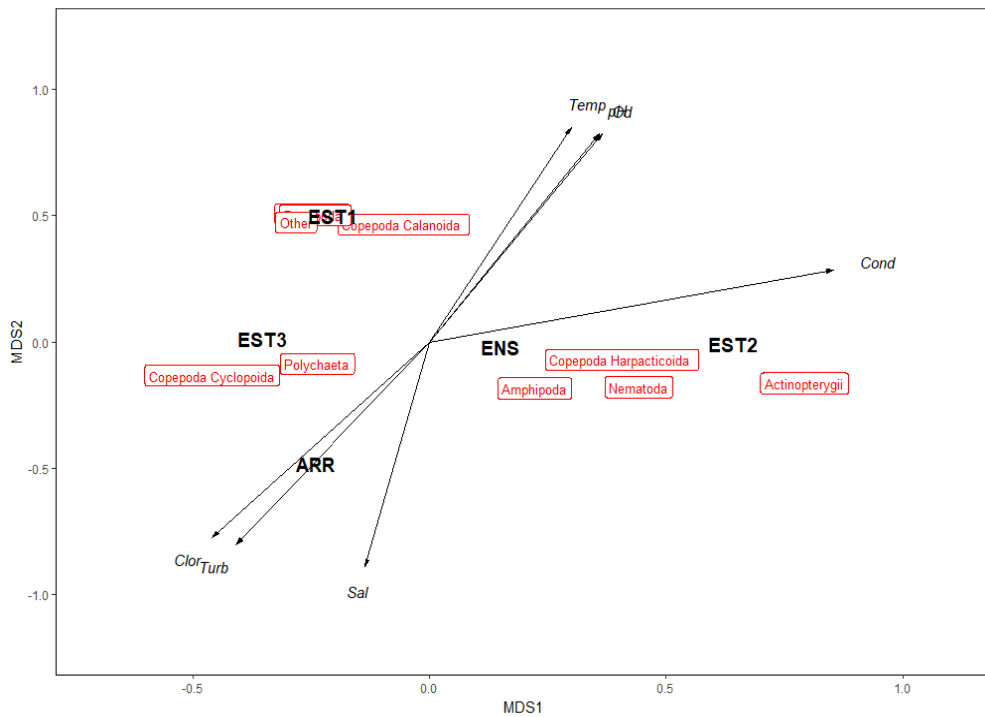


Figura 9 – MDS dos locais, dados ambientais e dieta de *Eucinostomus lefroyi* no complexo costeiro de Maracaípe, Pernambuco.

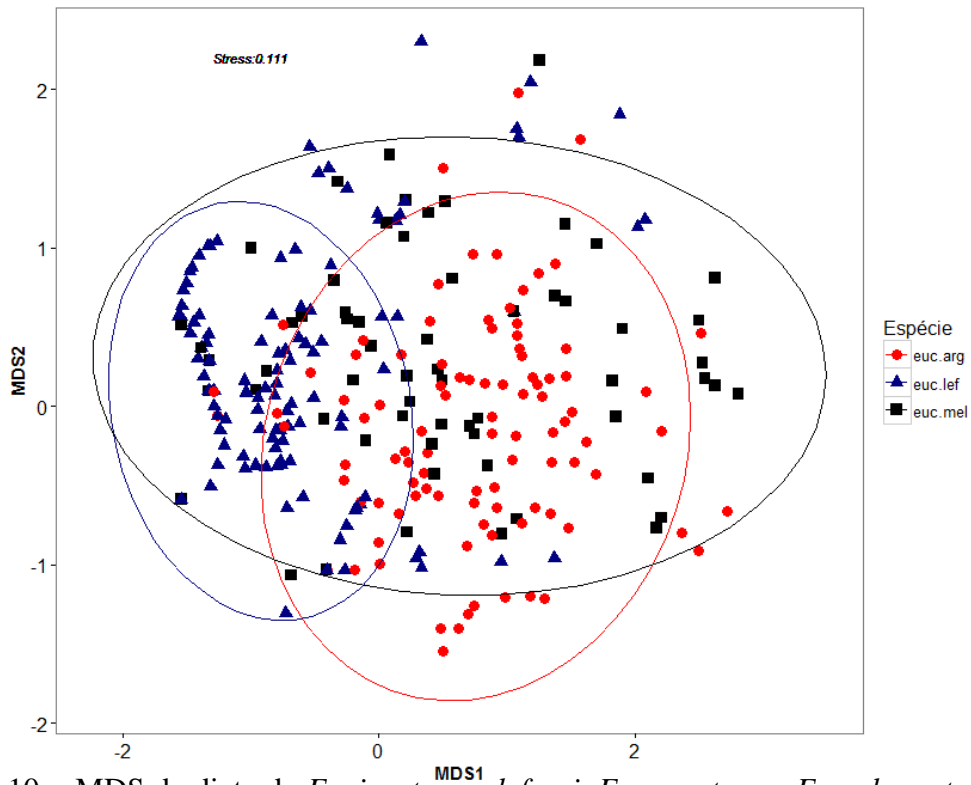


Figura 10 – MDS da dieta de *Eucinostomus lefroyi*, *E. argenteus* e *E. melanopterus* no complexo costeiro de Maracáípe, Pernambuco.

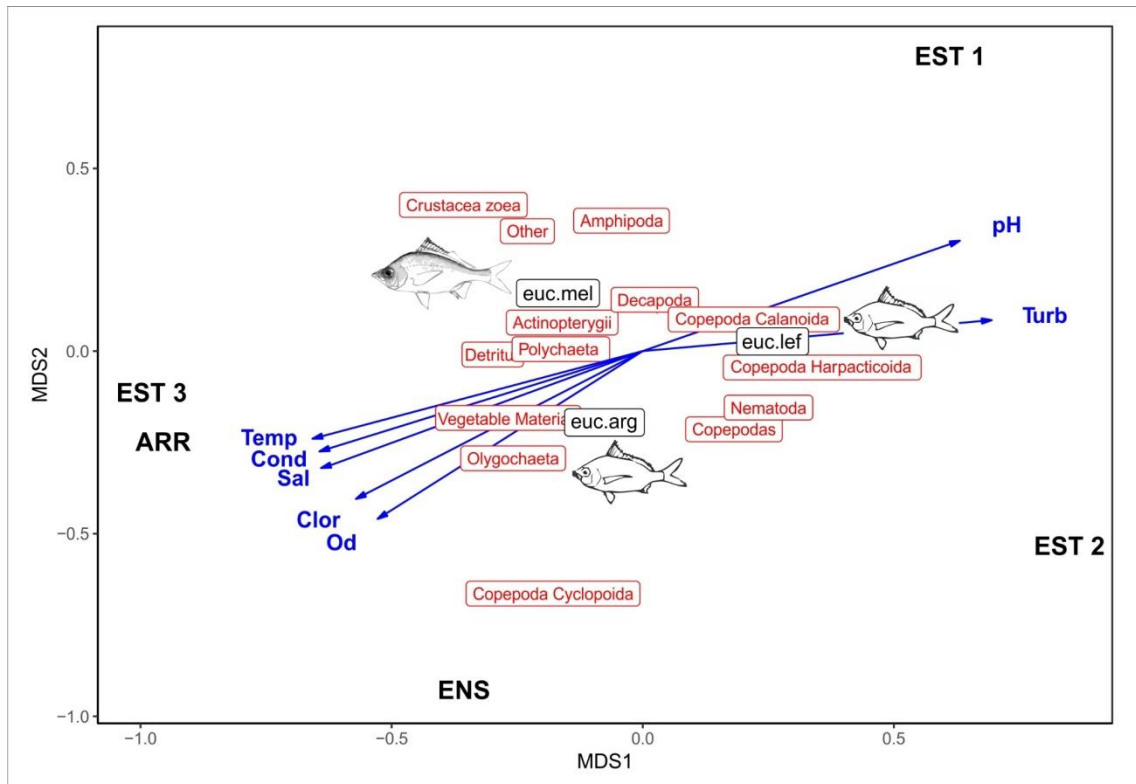


Figura 11 – MDS dos locais, itens, espécies (*E. lefroyi*, *E. argenteus* e *E. melanopterus*) e dados ambientais no complexo costeiro de Maracáípe, de Pernambuco

DISCUSSÃO

Eucinostomus lefroyi, *E. melanopterus* e *E. argenteus* apresentaram preferência pela região mais interna do estuário, cuja maior abundância pode estar relacionada com a interação entre os fatores ambientais desse local, além de outras características que o ambiente estuarino oferece, tal como refúgio contra a predação e área de alimentação (BLABER, 2000; BECK, et al., 2001).

A abundância de *Eucinostomus melanopterus* não apresentou diferença significativa entre as estações do ano, com maiores valores na estação seca, uma correlação negativa com a salinidade e maiores valores na região interna do estuário. Este padrão difere do encontrado por ARAÚJO et al. (2016), que citam maior abundância da espécie na estação chuvosa, correlação positiva com a salinidade e com locais mais externos do estuário, com substrato de areia. CASTILLO-RIVERA et al. (2005) também não encontraram diferença significativa na abundância de *E. melanopterus* entre as estações seca e chuvosa, numa lagoa costeira no México. Estes autores citam que a presença de vegetação submersa pode ter sido o fator de maior influência no padrão de distribuição da espécie.

Os menores exemplares de *E. melanopterus* foram capturados nas regiões mais internas do estuário, característica também observada no complexo estuarino de Paranaguá por FELIX et al. (2009), e por OTERO et al. (2006), que registraram indivíduos de tamanho comparativamente menor nas porções mais internas que nas intermediárias e externas do estuário.

Além das regiões mais internas do estuário, *E. lefroyi* também apresentou elevada abundância na enseada. Esta espécie apresenta ampla distribuição ao longo da costa brasileira, entrando em estuários, baías e lagoas costeiras, com elevada abundância nestes ecossistemas (MENEZES E FIGUEIREDO, 1980). KERSCHNER et al. (1985) citaram

que esta espécie foi encontrada quase que exclusivamente na região de enseada na Costa Atlântica da Florida. PAIVA et al. (2009) classificaram *E. lefroyi* como pouco abundante e pouco frequente no estuário de Rio Formoso, tendo a mesma sido o Gerreidae mais abundante no estuário de Maracaípe.

ARAÚJO et al. (2016) registraram maior abundância de *E. argenteus* nas regiões superiores do estuário do rio Mamanguape, com menores valores de salinidade e substrato lamacento, bem como maior abundância na estação seca. Esse padrão também foi observado para a espécie no estuário do rio Maracaípe, embora a mesma também tenha apresentado elevada abundância em sua região externa.

Peixes que vivem em águas costeiras apresentam diversidade comportamental regulada pelo período do dia (POTTS, 1990). As três espécies de Gerreidae estudadas apresentaram maiores abundâncias no período diurno. GAELZER et al. (2008) registraram maior abundância de *E. argenteus* no período diurno em todas as regiões estudadas em Cabo Frio (RJ). Por serem consideradas espécies com hábitos demersais (PAIVA et al., 2008), a luz do dia pode ser um fator positivo na procura por alimento por Gerreidae, visto que precisa estar em contato com o fundo para se alimentar, caracterizando suas espécies como diurnas.

Muitos estudos atribuem a alteração nas preferências dos habitats por peixes juvenis em resposta a dois fatores ambientais condicionantes, disponibilidade de alimento e risco de predação (GIBSON et al., 1998; MARTINO E ABLE, 2003; JOHNSTON et al., 2007; COSTA et al., 2012). ARAÚJO et al (2016) citaram que a salinidade pode ser um fator importante na abundância e distribuição de Gerreidae em estuários, embora apenas *E. melanopterus* tenha apresentado uma relação inversa com a salinidade em Maracaípe. Desta forma, pode-se afirmar que outros fatores, como vegetação e substrato, podem ser fundamentais para a distribuição espacial de gerreídeos em

ambientes costeiros (CASTILLO-RIVERA et al., 2005), ressaltando a importância destas regiões na oferta de alimento e locais de abrigo para o crescimento de muitas espécies de peixes (LASIAK, 1981; RICKLEFS, 1993; COWLEY et al., 2001; LAEGDSGAARD E JOHNSON, 2001).

A dieta das espécies apresentou semelhança quanto aos itens consumidos, mas diferenças em sua proporção entre as mesmas. *Eucinostomus melanopterus* apresentou uma dieta caracterizada pela ingestão de dezessete categorias de itens, com predominância de copépodos, decápodos, material vegetal e poliquetas, mesmo padrão registrado por GNING et al. (2010) para um estuário tropical, no Senegal. Os copédodos têm uma participação mais evidente na dieta dos indivíduos de menor tamanho, sendo Harpacticoida e Calanoida as ordens mais abundantes, já para o estuário do Rio Mamanguape, litoral norte da Paraíba, Calanoida e Cyclopoida foram os principais itens componentes da alimentação da espécie (ARAÚJO, et al., 2016).

HOFLING et al. (1998) citam a ocorrência de crustáceos bentônicos, poliquetas, moluscos, peixes e algas filamentosas para a dieta de *E. melanopterus* no complexo estuarino lagunar de Cananéia. Além destes itens, PAIVA et al. (2008) citam a presença de esponjas, tunicados, vermes e algas bentônicas, tendo classificado a espécie como onívora. Apesar dessa classificação, nota-se que material vegetal teve uma baixa importância alimentar na dieta. Pode se generalizar que o consumo desse item ocorre de forma acidental, e que a espécie apresenta um padrão de espécie carnívora generalista, em função de sua plasticidade alimentar.

Eucinostomus argenteus apresentou menos categorias de itens em sua dieta quando comparada a *E. melanopterus*, com preferência por copépodos, decápodos e poliquetas entre as quatorze categorias consumidas. ARENA-GRANADO e ACERO (1992) registraram dezesseis categorias de itens para *E. argenteus*, sendo crustáceos a mais

representativa da dieta, e poliquetas e material vegetal como ocasionais. Todos os itens citados por HOFLING et al. (1998) para a dieta da espécie no complexo estuarino-lagunar de Cananéia foram encontrados nos indivíduos de Maracaípe. Evidencia-se a baixa ocorrência de material vegetal na dieta da espécie, sendo que PAIVA et al. (2009) sequer citam a ocorrência deste item e classificaram a espécie com carnívora.

Eucinostomus lefroyi apresentou preferência por itens de menor tamanho, sobretudo copépodos, e sua dieta diferiu das demais espécies por apresentar baixa ocorrência de poliquetas e material orgânico de origem animal. KERSCHNER et al. (1985) registraram esse mesmo padrão para a espécie na Costa Atlântica da Florida.

A dieta da maioria dos peixes pode variar ontogeneticamente e em conformidade com a mudança de habitat, sendo essas adaptações características de cada espécie (BLABER, 1997). Todas as espécies estudadas em Maracaípe apresentaram variação ontogênica na dieta, assim como citado por CYRUS & BLABER (1983), KERSCHNER et al. (1985) e TEIXEIRA & HELMER (1997) para gerreídeos em outras regiões do mundo. O consumo de poliquetas está diretamente associado às fases ontogênicas maiores, de modo que com o crescimento, ocorre uma busca por presas maiores que ofereçam mais energia. Esses padrões também foram observados por ARAÚJO et al. (2016), RAMOS et al. (2014) e GNING et al. (2010) para *E. melanopterus*, e por KERSCHNER et al. (1985) para *E. lefroyi* e *E. argenteus*. Esses autores citam copépodos como item principal dentre as presas menores, de todas as espécies, assim como observado no presente estudo, o que pode estar relacionado à preferência dos jovens por esse item e à sua disponibilidade no estuário.

A morfologia possui um papel fundamental na exploração dos recursos, e com as mudanças ontogênicas os indivíduos ficam mais eficientes em capturar presas maiores e com maior potencial energético (WAINWRIGHT E RICHARD, 1995; PESSANHA E

ARAÚJO, 2012). Quando o peixe come presas grandes, ele cessa sua atividade alimentar para digerir o alimento, quando a ingestão de presas é reduzida, a investida em continuar se alimentando ainda é grande, o que acaba fazendo com que o material seja digerido aos poucos. Assim *E. lefroyi* possui a menor ocorrência de material orgânico de origem animal em sua dieta, por se alimentar preferencialmente de copépodos e *E. argenteus* por se alimentar mais de Polychaeta, do mesmo jeito que *E. melanopterus* apresenta um índice mais intermediário, por ingerir presas de tamanho intermediário.

A abundância dos indivíduos refletiu na sua preferência alimentar, visto que os locais com maior abundância foram os que apresentaram maior diversidade de itens. Apesar dessa afirmativa, não foi observado um padrão na preferência de item por ambiente. GNING et al. (2010) relaciona a distribuição na preferência das presas com a salinidade e o substrato, assim como observado por ARAÚJO et al. (2016), padrão não observado no presente estudo.

A estratégia de competição e exploração de recursos disponíveis no ambiente pode justificar as variações da dieta entre os habitats. Em populações naturais, a competição ao longo do tempo evolutivo levou à diferenciação de nicho, principalmente entre espécies de uma mesma família (WOOTTON, 1998). *Eucinostomus melanopterus* compartilha os mesmos itens que as demais espécies, enquanto *E. lefroyi* e *E. argenteus* apresentaram diferenças quanto aos itens consumidos. Brachyura e Ostracoda foram os itens que ocorreram apenas na dieta de *E. lefroyi*, e Cladocera na de *E. argenteus*.

A preferência dos itens diferiu entre as espécies, tendo *E. lefroyi* apresentado Copepoda Calanoida como o item mais importante em sua dieta; Decapoda na de *E. melanopterus* e Polychaeta para *E. argenteus*. Esta diferença pode estar relacionada ao tamanho das espécies, visto que *E. argenteus* apresentou os maiores indivíduos, tendo

assim habilidade de capturar presas maiores, enquanto que indivíduos das classes de maior tamanho de todas as espécies apresentaram políquetas em sua dieta.

Os fatores ambientais analisados não interferiram diretamente na distribuição e abundância das espécies e seus itens alimentares, visto que não houve correlação clara entre os mesmos. Isto demonstra que estas espécies são altamente tolerantes aos fatores ambientais, e que sua distribuição no ambiente estuarino está diretamente ligada à proteção e disponibilidade de alimento, aspecto reforçado por sua baixa ocorrência na região costeira externa.

Todas as espécies estudadas apresentaram variação ontogênica na preferência de itens e segregação espacial em relação à diversidade de presas ingeridas. Essas diferenças parecem representar uma estratégia de coexistência das mesmas entre os ambientes, ressaltando a dependência das mesmas pelo estuário para alimentação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARAÚJO, A. L. F., DANTAS R. P., PESSANHA, A. L. M. 2016. Feeding ecology of three juvenile mojarras (Gerreidae) in a tropical estuary of northeastern Brazil. *Neotrop. ichthyol.* vol.14 no.1 Maringá Epub Apr 14, *version* ISSN 1679-62
- ARAÚJO, F. G. & A. C. A. SANTOS. 1999. Distribution and recruitment of mojarras (Perciformes, Gerreidae) in the continental margin of Sepetiba bay, Brazil. *Bulletin of Marine Science*, 65: 431-439.
- ARAUJO, F.G.; CRUZ-FILHO, A. G.; AZEVEDO, M.C.C.; SANTOS, A.C.A. 1998. Estrutura da comunidade de peixes demersais da baía de Sepetiba, R.J. *Revista Brasileira de Biologia*, 58 (3): 417-430.
- ARENAS-GRANADOS, P.; ACERO, A. P. 1992. Organización trófica de las mojarras (Pisces: Gerreidae) de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Caribe colombiano). *Revista de Biología Tropical*, 40, 287-287.
- BARLETTA, M. & BARLETTA-BERGAN, A.2009. Endogenous activity rhythms of larval fish assemblages in a mangrove fringed estuary in North Brazil. *The Open Fish Science Journal* 2, 15–24.

- BARLETTA, M. & S. J. M. BLABER. 2007. Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) estuaries. *Bulletin of Marine Science*, 80: 647-680.
- BARLETTA, M. & M. F. COSTA. 2009. Living and non-living resources exploitation in a tropical semi-arid estuary. *Journal of Coastal Research*, 56: 371-375.
- BLABER, S. J. M. 2007. Mangroves and fishes: issues of diversity, dependence, and dogma. *Bulletin of marine science* 80(3): 457–472.
- BLABER, S.J.M. 2000. *Tropical Estuarine Fishes, Ecology, Exploitation and conservation*. Blackwell Science, 372p.
- BECK, M. W., HECK, K. L., ABLE, K. W., CHILDERS, D. L. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience*, 51, 633 – 641.
- CASTILLO-RIVERA, M., MONTIEL, M., SANVICENTE AÑORVE, L., ZÁRATE, R. 2005. Spatial, seasonal and diel distribution patterns of two species of mojarra (Pisces: Gerreidae) in a Mexican tropical coastal lagoon. *Journal of Applied Ichthyology*, 21(6), 498-503.
- CHITARO, P. M.; USSEGLIO, P.; SALE, P. F. 2005. Variation in fish density, assemblage composition and relative rates of predation among mangrove, seagrass and coral reef habitats. *Environmental Biology of Fishes*. v.72, p.175 187.
- COSTA, M. R., R. J. ALBIERI, L. M. NEVES, A. B. L. SANTOS; F. G. ARAÚJO. 2012. Distribution and size of the mojarra *Diapterus rhombeus* (Cuvier) (Actinopterygii, Gerreidae) In a Southeastern Brazilian Bay. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60: 199-207.
- COWLEY, P.D.; Whitfield, A. K.; Bell, K. N. I. 2001. The Surf Zone Ichthyoplankton Adjacent to an Intermittently Open Estuary, with Evidence of Recruitment during Marine Overwash Events. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52, 339-348.
- CYRUS, D. P.; BLABER, S. J. M. (1983). The food and feeding ecology of Gerreidae, Bleeker 1859, in the estuaries of Natal. *Journal of Fish Biology* 22, 373–393
- D'EON, R.G.; Glenn, S.M.; PARFITT, I.; FORTIN, M.J. 2002. Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. *Conservation Ecology*, 6: 1-10.

- FAHAY, M. P. 2006. Guide to the early stages of marine fishes occurring in the Western North Atlantic Ocean, Capes Hattera to the Southern Scotial Shelf. *J. Northw. Atl. Fish Sci.*, vol. 4. 419p.
- FELIX, F. C., SPACH, H. L., HACKRADT, C. W., MORO, P. S., & ROCHA, D. C. (2009). 2012. Abundância sazonal e a composição da assembléia de peixes em duas praias estuarinas da Baía de Paranaguá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoociências*, 8(1).
- FROESE, R.; Pauly, D. Editors. FishBase.World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (09/2012).
- GASALLA, M. A.; SOARES, L. S. H. 2001. Comentários sobre os Estudos Tróficos de Peixes Marinhos no Processo Histórico da Ciência Pesqueira e Modelagem Ecológica. *Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo*, v.27, n.2, p. 243- 259.
- GAEZLER, L. R., & ZALMON, I. R. 2008. Diel variation of fish community in sandy beaches of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 56(1), 23-39.
- GIBSON, R. N., L. PIHL, M. T. BURROWS, J. MODIN, H. WENNHAGE; L. A. NICKELL. 1998. Diel movements of juvenile plaice *Pleuronectes platessa* in relation to predators, competitors, food availability and abiotic factors on a microtidal nursery ground. *Marine Ecology Progress Series*, 165: 145-159.
- GIERE, O. 2009. Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments. 2 nd ed. Springer-Verlag, Berlin.
- GNING, N., LE LOC'H, F., THIAW, O. T., ALIAUME, C., & VIDY, G. 2010. Estuarine resources use by juvenile Flagfin mojarra (*Eucinostomus melanopterus*) in an inverse tropical estuary (Sine Saloum, Senegal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(4), 683-691.
- GUERRA, N.C. & MANSO, V.A.V. 2003. Beachrocks (recifes de arenito). In: Eskinazi-Leça, E., Neumann-Leitão, S. e Costa, M. F. (eds.) *Oceanografia um cenário tropical*. Recife: Edições Bagaço. 761p.
- HAHN, N. S.; AGOSTINHO, A. A.; GOITEIN, R. 1997. Feeding ecology of curvina *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) in the Itaipu reservoir and Porto Rico floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 9, n. 1, p. 11-22.
- HAJISAMAE, S., P. YEESIN; S. CHAIMONGKOL. 2006. Habitat utilization by fishes in a shallow, semi-enclosed estuarine bay in southern Gulf of Thailand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68: 647-655.

- HELLAWELL, J.; ABEL, R.A. 1971. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. *Journal of fish Biology*, 3(1): 29-37.
- HIGGINS, R. P. & THIEL, H. 1988. Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution, Washington, 488p.
- HÖFLING, J. C., FERREIRA, L. I., NETO, F. B. R., LIMA, P. A. B., GIBIN, T. E. (1998). Alimentação de peixes da família Gerreidae do complexo estuarino-lagunar de Cananeia, SP, Brasil. *Bioikos*, 12(1), 7-18.
- HYSLOP, E. J. 1980. Stomach content analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, v.17, p.411-442.
- JOHNSTON, R., M. SHEAVES; B. MOLONY. 2007. Are distributions of fishes in tropical estuaries influenced by turbidity over small spatial scales? *Journal of Fish Biology*, 71: 657-671.
- KAWAKAMI E.; VAZZOLER, G. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v.29, n.2, p.205-207.
- KERSCHNER, B. A., PETERSON, M. S., GRANT GILMORE, R. 1985. Ecotopic and ontogenetic trophic variation in mojarras (Pisces: Gerreidae). *Estuaries and Coasts*, 8(3), 311-322.
- LAEGDSGAARD P, JOHNSON C.R. 2001. Why do juvenile fish preferentially utilise mangrove habitats? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol* 257:229–253.
- LASIAK, T. A., 1981. Nursey Grounds of Juvenile Teleosts: Evidence from the Surf Zone of King's Beach, Port Elizabeth, In *South African Journal of Science*, vol. 77, Septb. 388-390.
- MANSO, V. A.; CORRÊA, I.C.S.; GUERRA, N.C. 2003. Morfologia e sedimentologia da Plataforma Continental Interna entre as Praias de Porto de Galinhas e Campos – litoral sul de Pernambuco, Brasil. *Pesquisas em Geociencias*, 30(2): 17-25.
- MARTINO, E. J. & ABLE K. W. 2003. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56: 969-987.
- MENEZES, N.A.; J. L. FIGUEIREDO. 1980. Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). São Paulo, Museu de Zoologia, Univ. São Paulo, 96p.

- NAGELKERKEN, I. Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems. Spring, 613p. 2009.
- NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELDE, G.; GORISSEN, M. W.; MEIJER, G. J.; VAN'T HOF, T.; DEN HARTOG C. 2001. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51, 31–44.
- NELSON, J. S. 2006. Fish of the world, 4th ed. New York, J. Wiley, 601p.
- NUSCH, E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 14, 14-16.
- OKSANEN, J., G. F. BLANCHET, R. KINDT, P. LEGENDRE, R. MINCHIN, B. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. H. H. STEVENS & AMP; H. WAGNER. 2015. Vegan: community ecology package. R package version 2.2-1.
- PAIVA A. C. G., LIMA M. F. V., SOUZA J. R. B., ARAÚJO, M. E. 2009. Spatial distribution of the estuarine ichthyofauna of the Rio Formoso (Pernambuco, Brazil), with emphasis on reef fish. *Zoologia* 26: 266–278
- PAIVA, A. C. G.; Chaves, P. T. C.; ARAÚJO, M. E. 2008. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. *Rev.Bras. Zool.* vol.25 no.4 .
- PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G. Spatial and size feeding niche partitioning of the rhomboid mojarras *Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829) in a tropical Brazilian Bay. *Marine Biology Research*, v.8, p.273-283, 2012.
- POTTS, G. W. 1990. Crepuscular behaviour of marine fishes. In: HERRING, P. J.; CAMPBELL, A. K.; WHITFIELD, W. & MADDOCK, L. (Ed.) *Light and life in the sea*. Cambridge: Cambridge Univ. Press, p. 221-22
- PRATCHETT, M. S.; BERUMEN, M. L.; MARNANE, M. J.; EAGLE, J. V.; PRATCHETT D. J. Habitat associations of juvenile versus adult butterflyfishes. *Coral Reefs*, v.27:541–551.2008.
- RICHARDS, W. J. 2006. Early stages of Atlantic fishes: an identification guide for western central North Atlantic. CRC Press, 2581p.
- RICKLEFES, R. E. 1993. *A Economia da Natureza*. 3 ed. Guanabara Koogan. Rio de Janeiro. 470p.
- SHEAVES, M. 2005. Nature and consequences of biological connectivity in mangrove systems. *Marine Ecology Progress Series* 302: 293–305.

TEIXEIRA, R. L.; HELMER, J. L. (1997). Ecology of young mojarras (Pisces: Gerreidae) occupying the shallow waters of a tropical estuary. *Revista Brasileira de Biologia* 57, 637–646.

WAINWRIGHT, P. C.; RICHARD, B. A. 1995. Predicting patterns of prey use from morphology of fishes. *Environmental Biology of Fishes* 44: 97-113.

WARNES, G.R, BOLKER B., BONEBAKKER L., GENTLEMAN R., LIAW W. H. A., LUMLEY T. MAECHLER ,M., MAGNUSSON A., MOELLER, S., SCHWARTZ, M., VENABLES, B. 2012. *gplots: various R programming tools for plotting data*. <http://CRAN.R-project.org/package=gplots>.

WICKHAM, H. 2009. *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. Springer, New York.

WOOTTON, R. J. (1998). *Ecology of Teleost Fishes*, 2nd edn. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

ZAVALA-CAMIN, L. A. 1996. *Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes*. Maringá: EDUEM. 129p.