



Ictiofauna associada a um cultivo de ostras no estuário do rio São Francisco, Sergipe, Brasil.

Fish fauna associated with an oyster cultivation in the estuary of the river São Francisco, Sergipe, Brazil

Renato Luiz Bot-Neto^{1*} & Leonardo Cruz da Rosa²

¹ Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná - UFPR

² Departamento de Engenharia de Pesca e Aquicultura, Universidade Federal de Sergipe - UFS

*E-mail: bot@ufpr.br

Recebido: 14 de novembro de 2016 / Aceito: 12 de fevereiro de 2017 / Publicado: 25 de março de 2017

Resumo A introdução de estruturas artificiais em ambientes aquáticos pode causar efeitos benéficos na comunidade, uma vez que aumentam a complexidade do ambiente e disponibilizam novos substratos para a fixação e colonização. Esses novos habitats atraem uma grande variedade de organismos, incluindo peixes, os quais podem passar a viver junto a essas estruturas, que tem capacidade de atrair peixes em quantidade e diversidade são chamadas de dispositivos atratores de peixes (DAPs). O intuito do presente estudo foi comparar a estrutura da ictiofauna associada às estruturas de um cultivo de ostras com a associada às raízes do bosque de mangue, de forma a verificar o potencial do sistema de cultivo como DAP. Durante o período do estudo foram capturados 197 indivíduos pertencentes a 25 espécies. A espécie *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829) foi a mais abundante, representando 41% da abundância total. A guilda marinho migrante e o grupo alimentar piscívoro/zoobentívoro apresentaram o maior número de espécies. A análise da estrutura da ictiofauna indicou diferenças apenas entre o período seco e o período chuvoso. Em ambas as coletas, a estrutura da ictiofauna associada ao cultivo e ao manguezal foi semelhante. Os resultados apontam que as diferenças encontradas podem estar relacionadas a sazonalidade e que as estruturas de cultivo agem como DAPs, aumentando a complexidade do ambiente e fornecendo áreas de proteção, alimentação e/ou reprodução para a ictiofauna, por isso fora colonizadas por uma ictiofauna similar àquela presente no ambiente natural.

Palavras-chave: ostreicultura, aquicultura, recifes artificiais

Abstract The insertion of artificial structures in aquatic environment could cause a positive influence on the local community, since they increase environmental complexity and provide novel substrates for fixation and colonization. These new habitats attract a wide variety of organisms which can start living near to these structures, capable of attracting fish in quantity and diversity are named as fish attractor devices (FADs). The aim of the present study was to compare the ichthyofauna structure associated to an oyster culture and to roots of the mangrove forest ones, in order to verify the FAD potential of culture system. During the study 197 individuals belonging to 25 species was captured. The species *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829) was the most abundant, representing 41% of total abundance. The guild marine migrant and feed group piscivore/zoobenthivore had the highest number of species. Ichthyofauna structure differences were recorded only between dry and rainy seasons. In both samplings, the structure of fish populations was similar between both habitats. The results show that the differences may be related only to seasonality and oyster culture structures act as FADs, increasing the complexity of the environment and providing areas of protection, feeding and/or reproduction for the ichthyofauna, so they were colonized by an ichthyofauna similar to that present in the natural environment.

Keywords: oyster farming, aquaculture, artificial reefs.

Trabalho financiado pela Fundação de Apoio à Pesquisa e à Inovação Tecnológica do Estado de Sergipe (Fapitec/SE) (Processo n° 019.203.01166/2011-8).

ISSN: 2357-8068

Indexadores: Sumários (www.sumarios.org) - Diretórios: Diadorim (Diadorim.ibict.br) - Latindex (www.latindex.org)

Introdução

Estruturas introduzidas no ambiente aquático possuem a tendência a atrair vários organismos, pois são potenciais novos habitats a serem colonizados. Assim sendo, a introdução de novos substratos pode causar efeitos benéficos na comunidade biótica local, devido ao aumento da complexidade do ambiente natural. Esse aumento de complexidade de um ambiente é reconhecido por exercer efeitos positivos na diversidade e na abundância dos organismos marinhos (Fernández, Anna, Badalamenti & Pérez-Ruzafa, 2009).

Superfícies duras são potenciais provedores de novos habitats tanto para organismos sésseis quanto para organismos vageis, que provavelmente não ocorreriam (ou ocorreriam em quantidades menores) na ausência desses substratos (Forrest, Keeley, Hopkins, Webb & Clement, 2009). Por possuírem características similares aos habitats naturais, esses novos habitats logo são colonizados e as populações ali residentes passam a participar ativamente das relações tróficas do ambiente (Freitas & Velastin, 2010).

Dentro dos organismos que se associam aos novos habitats estão os peixes, que podem ser atraídos e passam a viver associados a essas estruturas. Estruturas com capacidade de atrair peixes são denominadas de Dispositivos Atratores de Peixes (DAPs) e são utilizados em todos os oceanos para a captura de pescado por meio da concentração (Dempster, 2004). Os DAPs podem ser estruturas naturais e/ou artificiais (*e.g.* troncos, bóias, balsas, estruturas de cultivo, algas e etc.) que atraem peixes em quantidade e diversidade e podem estar presentes em diversos níveis da coluna d'água como: diretamente no substrato (*e.g.* recifes artificiais), na subsuperfície (*e.g.* estruturas de cultivo) e também na superfície (*e.g.* bóias e balsas).

Esses DAPs também agregam outros tipos de material biológico (seres incrustantes ou “fouling”) e podem servir como locais de abrigo, alimentação e reprodução para a ictiofauna local (Morrisey *et al.*, 2006). Peixes pelágicos e demersais são atraídos naturalmente a objetos à deriva e tendem a se associar a eles (Kawamura, Matsushita, Nishitai & Matsuoka, 1996). Portanto os DAPs são capazes de aumentar o número de indivíduos e de espécies que podem ser aproveitados comercialmente (Souza-Conceição *et al.*, 2003).

As fazendas de moluscos podem agir como DAPs, atraindo peixes pelágicos e promovendo substrato para o recrutamento de espécies demersais (Morrisey *et al.*, 2006), pois disponibilizam um ambiente complexo e tridimensional composto por mesas, travesseiros, moluscos e conchas, localizados próximos a costa e em ambientes relativamente protegidos (Freitas & Velastin, 2010). Assim sendo, o intuito do presente estudo foi avaliar o papel de um sistema de cultivo de ostras como DAP, sendo que para tal foram comparados dois ambientes localizados na mesma região, um natural (raízes de um bosque de mangue) e outro artificial (estruturas de cultivo de ostras) durante a estação seca (verão) e chuvosa (inverno), de forma a detectar possíveis diferenças na estrutura da ictiofauna em relação ao local e a estação climática.

Material e Métodos

A coleta-dos peixes foi realizada junto a um cultivo de ostras e uma área de manguezal situada na margem oposta ao cultivo, ambas localizadas na região estuarina do rio São Francisco (10° 32' 0,60'' S; 036° 29' 36,24'' O), em duas situações climáticas distintas: estação seca (dezembro/2011) e estação chuvosa (junho/2012). Esse cultivo existe a pelo menos nove anos, ocupando uma área de aproximadamente 0,13 ha, onde é realizado em sistema de travesseiros horizontais (longline).

Foram utilizadas seis redes de emalhe (com e dimensões de 25 x 2,5 metros cada) com três tipos de malhas (15, 25 e 35 milímetros de abertura entre nós opostos). As redes foram distribuídas uniformemente entre as estruturas de cultivo de ostras e próximas as raízes de mangue (localizadas na margem oposta do canal), permanecendo instaladas durante um ciclo de maré (24 horas) e a despesca foi realizada na baixa-mar.

Os exemplares capturados foram armazenados em sacos plásticos etiquetados com a data e o local de coleta, transportados e congelados em laboratório. Posteriormente foram descongelados e

identificados ao menor nível taxonômico possível com o auxílio dos manuais de Figueiredo & Menezes (1978, 1980, 2000), Menezes & Figueiredo (1980, 1985) e Barletta & Corrêa (1992).

Utilizando como base o trabalho publicado por Elliot *et al.* (2007) e as informações disponíveis em Froese & Pauly (2016), as espécies foram classificadas, quando possível, segundo a sua permanência no estuário e a posição na teia trófica. As guildas de uso do estuário se baseiam nas migrações de curto e longo prazo, na utilização das águas do estuário e são divididas em: visitantes marinhos (MS), marinhas migrantes (MM), estuarinas (ES), anádromas (AN), catádromas (CA), anfídromas (AM), migrantes dulcícolas (FM), visitantes dulcícolas (FS). As guildas tróficas se dividem em: zooplantívoros (ZP), detritívoros (DV), herbívoros (HV), omnívoros (OV), piscívoros (PV), zoobentívoros (ZB) e oportunistas (OP).

As possíveis diferenças na composição da ictiofauna foram testadas através de métodos não paramétricos, utilizando como variáveis as espécies capturadas e como fatores o local (cultivo e manguezal) e a estação (verão e inverno) da captura. A partir dos dados de abundância das espécies foi gerada uma matriz de similaridade utilizando o índice de Bray-Curtis. Em seguida foi realizado uma análise de agrupamento através do método de ligação única (*i.e.*, single linkage). Posteriormente, essa mesma matriz de similaridade foi submetida à técnica do escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) para visualização de possíveis diferenças na estrutura da ictiofauna entre locais e estações de coleta. A similaridade entre os grupos foi testada através da análise Anosim e a análise Simper foi empregada a fim de identificar quais foram as espécies responsáveis pela similaridade ou dissimilaridade dentro dos grupos definidos pelo nMDS (Clarke & Warwick, 2001). Ainda com base na matriz de abundância foram calculados os índices de Riqueza de Margalef (d), Equitatividade de Pielou (J') e Diversidade de Shannon-Wiener (H') para cada local e estação de coleta.

Resultados

Durante o período do estudo foram capturados 197 indivíduos, distribuídos em 15 famílias e 25 espécies, assim distribuídos: no período seco (verão) 80 exemplares insertos em 16 espécies e no período chuvoso (inverno) 117 indivíduos insertos em 20 espécies.

As espécies mais abundantes foram *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829) (41,12%), *Achirus declivis* (Chabanaud, 1940) (9,64%), *Lutjanus jocu* (Bloch & Schneider, 1801) (9,14%), *Citharichthys spilopterus* (Günther, 1862) (8,63%) e *Sphoeroides testudineus* (Linnaeus, 1758) (5,08%), que juntas representam 73,60% do total de indivíduos coletados (Tabela 1).

Em relação ao uso do estuário, 16 espécies foram classificadas como marinhas migrantes e juntas representaram aproximadamente 86% da abundância total. Houve também a ocorrência de espécies anfídromas (4 espécies), estuarinas (2 espécies) e apenas uma espécie catádroma (*Mugil curema* (Valenciennes, 1836)). (Tabela 1, Figura 1a).

O grupo alimentar piscívoros/zoobentívoros (PV/ZB) apresentou o maior número de espécies (11 espécies), somando aproximadamente 38% da abundância total (Tabela 1, Figura 1b). Outras guildas tróficas também ocorreram nas coletas: zoobentívoros (4 espécies) e onívoros (3 espécies). Houve ainda a presença dos zooplantívoros que apresentaram elevada abundância, apesar da ocorrência de apenas duas espécies, correspondendo a aproximadamente 42% do total de exemplares (Tabela 1, Figura 1b).

Segundo a posição na coluna d'água, três espécies foram classificadas como pelágicas e representam aproximadamente 44% da abundância. Já o número de espécies demersais foi de 20 e correspondeu a aproximadamente 55% da abundância (Tabela 1, Figura 1c).

Das espécies coletadas, 17 são de valor comercial (alimentação, pesca esportiva, iscas, aquarismo e etc.) em maior ou em menor grau, sendo que essas espécies representaram 77% da abundância. (Tabela 1, Figura 1d).

Tabela 1 Composição específica, abundância absoluta e percentual, permanência no estuário (AM=anfídromo, CA=catádromo, ES=estuarino e MM=migrante marinho), guilda trófica (PV=piscívoro, ZB=zoobentívoros, ZP=zooplancívoros e OV=onívoro), posição na coluna d'água (D=demersal e P=pelágico), importância comercial (N=não e S=sim) das espécies associadas ao cultivo de ostras e às raízes do bosque de mangue no baixo curso do rio São Francisco em dezembro de 2011 e junho de 2012.

Família	Espécie	N	%	Permanência no estuário	Guilda Trófica	Posição na coluna d'água	Importância econômica
Achiridae	<i>Achirus declivis</i> (Chabanaud, 1940)	19	9,64	MM	PV/ZB	D	N
	<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,51	MM	PV/ZB	D	S
Ariidae	<i>Notarius grandicassis</i> (Valenciennes, 1840)	1	0,51	MM	-	D	S
	Espécie não identificada	3	1,52	-	-	-	-
Batrachoididae	<i>Thalassophryne nattereri</i> (Steindachner, 1876)	1	0,51	MM	-	D	N
Carangidae	<i>Caranx latus</i> (Agassiz, 1831)	5	2,54	MM	PV/ZB	P	S
	<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	1	0,51	MM	ZP	D	S
Centropomidae	<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	4	2,03	AM	PV/ZB	D	S
	<i>Centropomus ensiferus</i> (Poey, 1860)	1	0,51	AM	PV/ZB	D	S
	<i>Centropomus paralelus</i> (Poey, 1860)	1	0,51	AM	PV/ZB	D	S
Cynoglossidae	<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	7	3,55	MM	ZB	D	N
Engraulidae	<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	81	41,12	MM	ZP	P	S
	<i>Lycengraulis</i> spp.	1	0,51	-	-	-	-
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	1	0,51	MM	ZB	D	S
Gerreidae	<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	5	2,54	MM	ZB	D	S
	<i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard, 1855)	1	0,51	MM	OV	D	S
	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	1	0,51	AM	OV	D	S
Lutjanidae	<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	18	9,14	MM	PV/ZB	D	S
Mugilidae	<i>Mugil curema</i> (Valenciennes, 1836)	6	3,05	CA	OV	D	S
	<i>Mugil gaimardianus</i> (Desmarest, 1831)	1	0,51	-	-	-	-
Paralichthyidae	<i>Citharichthys spilopterus</i> (Günther, 1862)	17	8,63	MM	PV/ZB	D	S
Scianidae	<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	7	3,55	MM	PV/ZB	D	S
Serranidae	<i>Rypticus randalli</i> (Courtenay, 1967)	3	1,52	MM	-	D	N
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	10	5,08	ES	ZB	D	N
	<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	1	0,51	MM	PV/ZB	P	S

A análise de agrupamento indicou a formação de dois grupos distintos ao nível de 60% de similaridade, agrupando os locais de coleta (cultivo e manguezal) em períodos amostrais distintos. (Figura 2). Esse mesmo padrão também foi visualizado na ordenação de nMDS (Figura 3).

Utilizando a estação (verão ou inverno) como fator a análise ANOSIM resulta em dois grupos distintos ($R > 0,75$; verão \neq inverno), porém quando o local das amostras (cultivo ou manguezal) é utilizado como fator não são observadas diferenças entre os grupos ($R < 0,2$; cultivo = manguezal).

A análise de similaridade (SIMPER), em acordo com as análises de ordenamento, demonstrou similaridade significativa entre as estruturas de cultivo e as raízes do manguezal e diferenças significativas para as estações. O grupo formado pelas amostras do verão (CI e MI) obteve 60% de similaridade que foi causada pela presença das espécies *C. spilopterus*, *S. testudineus*, *A. declivis*, *C. edentulus* e *L. jocu* (i.e., CI=MI). As amostras recolhidas no inverno (CII e MII) formaram um grupo que apresentou similaridade de 67%, causada principalmente pela presença da espécie *C. edentulus* (i.e., CII=MI). A dissimilaridade entre os grupos verão e o inverno é de aproximadamente 58% e essa diferença se deve pela abundância da espécie *C. edentulus* no período do inverno (i.e., verão \neq inverno).

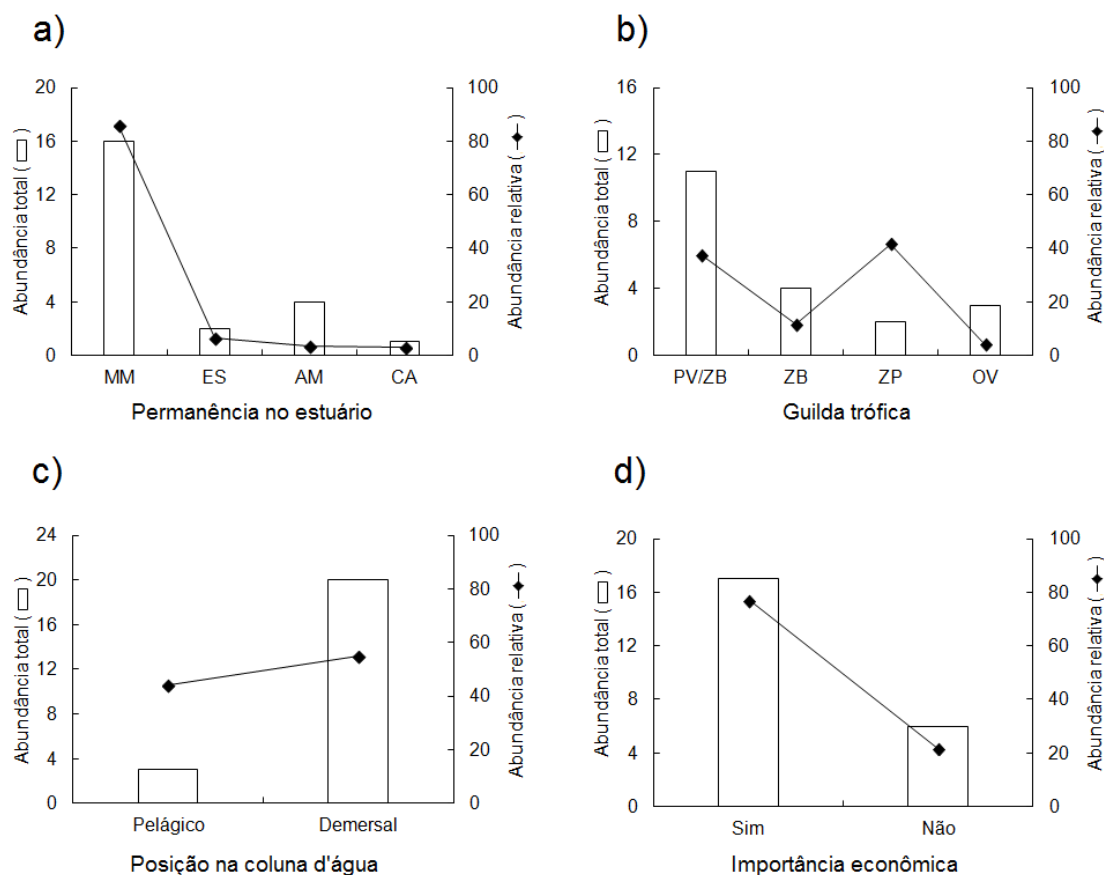


Figura 1 Valores de abundância total absoluta (coluna) e relativa (linha) da ictiofauna em relação a sua permanência no estuário (A), guilda trófica (B), posição na coluna d'água (C) e importância econômica (D) das espécies associadas ao cultivo de ostras e às raízes do bosque de mangue no baixo curso do rio São Francisco coletadas em dezembro de 2011 e junho de 2012. (Permanência no estuário: MM=Marinho migrante, ES=Estuarino, AM=Anfídromo e CA=Catádromo; Guilda Trófica: PV/ZB=Piscívoro/Zoobentívoro, ZB=Zoobentívoro, ZP=Zooplactívoro e OV=Onívoro).

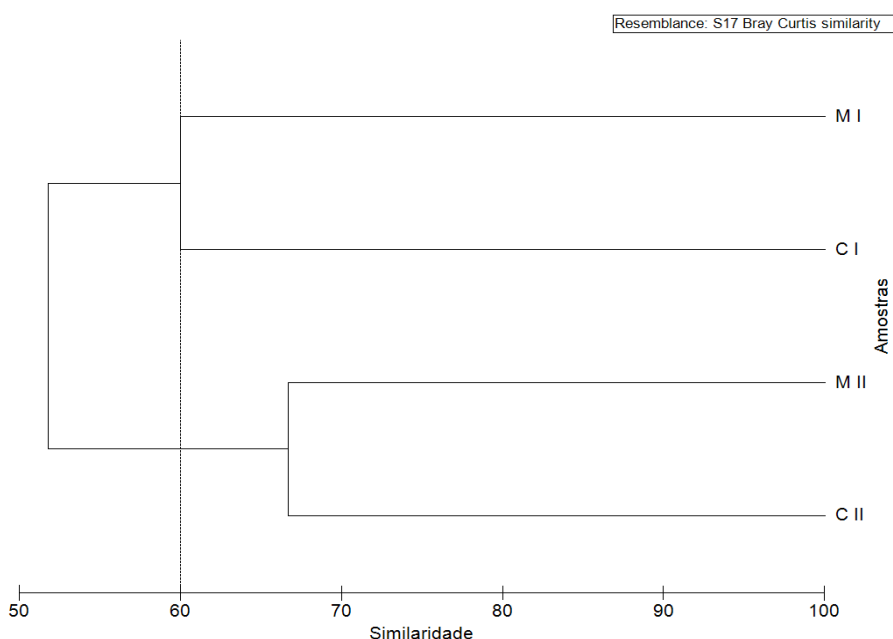


Figura 2 Dendrograma resultante da análise de agrupamento para a abundância das espécies associadas ao cultivo de ostras e às raízes do bosque de mangue no baixo curso do rio São Francisco em dezembro de 2011 e junho de 2012. A linha pontilhada indica a similaridade ao nível de 60%. (CI=cultivo/verão CII=cultivo/inverno MI=manguezal/verão MII=manguezal/inverno).

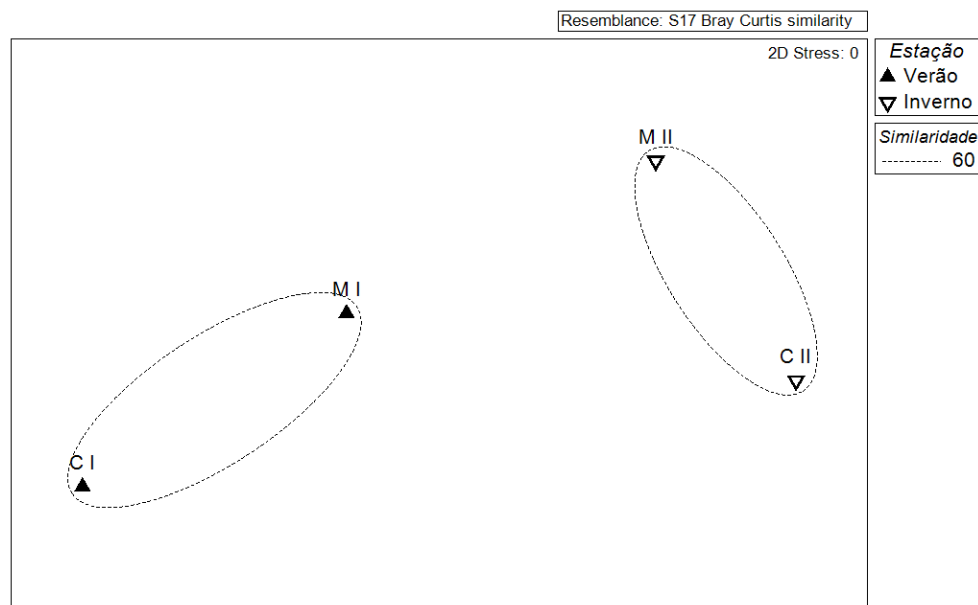


Figura 3 Gráfico resultante da análise de agrupamento nMDS para a abundância das espécies associadas a um cultivo de ostras e as raízes do bosque de mangue no baixo curso do rio São Francisco em dezembro de 2011 e junho de 2012. Sendo que CI=cultivo/verão CII=cultivo/inverno MI=manguezal/verão MII=manguezal/inverno. As linhas pontilhadas representam a sobreposição da similaridade ao nível de 60% obtida na análise cluster.

O índice de riqueza de Margalef apresentou valores medianos para todo o período do estudo ($2 < d < 5$), sendo que as maiores riquezas ocorreram nas amostras MI (manguezal/verão) e CII (cultivo/inverno) (Figura 4). A equitatividade de Pielou (J') apresentou números mais próximos de 1 em ambos locais durante as amostragens de verão, indicando maior dominância no período do inverno, o que também resultou em menores valores de diversidade de Shannon-Wiener para ambos locais durante esse período (Figura 4).

Discussão

A introdução de estruturas artificiais nos ambientes marinhos pode atrair diversos organismos devido à oferta de novos substratos para a colonização. No entanto, as estruturas que atuam como DAPs podem atrair peixes mesmo antes de serem colonizadas por outros organismos (*e.g. fouling*). Esse fato foi observado por Kawamura, Matsushita, Nishitai & Matsuoka (1996) através da utilização de atratores de meia água. Justificando a presença da ictiofauna em estruturas recém introduzidas mesmo na ausência de organismos incrustantes. No entanto, os organismos do *fouling* têm um papel importante na teia trófica dos atratores pois, como visto por Sousa-Conceição *et al.* (2003), todos os itens alimentares presentes nos conteúdos estomacais dos peixes associados ao cultivo estavam presentes nas próprias estruturas do cultivo e alguns dos itens nunca haviam sido reportados para algumas das espécies capturadas. Isso indica que algumas espécies se associam às estruturas de cultivo e se alimentam diretamente sobre elas.

Os estuários localizados em regiões tropicais e subtropicais apresentam tendência a possuírem maior número de espécies do que estuários localizados em regiões temperadas e na maioria dos casos há a dominância das espécies de origem marinha, pois estas costumam representar mais da metade do total de espécies presentes em sistemas estuarinos (Blaber, 2002), como visto no presente estudo (Tabela 1, Figura 1). Este padrão, onde temos um maior número de espécies “visitantes” do que de espécies “residentes”, pode ocorrer em virtude dos estuários serem ambientes de grande dinâmica, onde mudanças abruptas dos fatores ambientais no tempo e no espaço sugerem a ocorrência de estresse para indivíduos ali presentes. Portanto, poucas são as espécies adaptadas a desenvolver todo seu ciclo de vida nessas regiões (Day Jr, Hall, Kemp & Yañez-Arancibia, 1989).

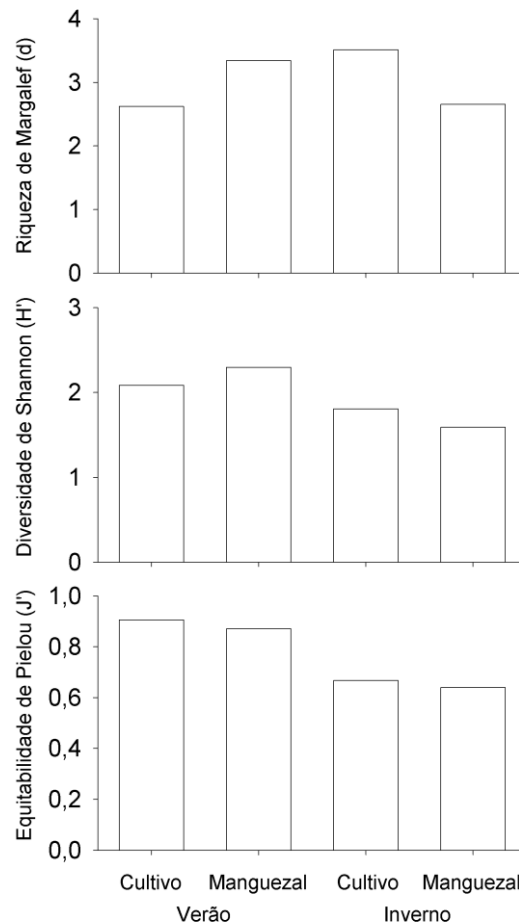


Figura 4 Índices de diversidade para a abundância das espécies associadas a um cultivo de ostras e as raízes do bosque de mangue no baixo curso do rio São Francisco em dezembro de 2011 e junho de 2012. Sendo que CI=cultivo/verão CII=cultivo/inverno MI=manguezal/verão MII=manguezal/inverno. A) representação gráfica do índice de Riqueza de Margalef por amostra. B) representação gráfica da Equitabilidade de Pielou por amostra. C) representação gráfica do índice de diversidade de Shannon-Wiener por amostra.

Por isso, as guildas marinho migrante e marinho visitante somam maior número de espécies em sistemas estuarinos. Esse padrão pode ser observado em diversos outros estudos realizados em sistemas estuarinos (Godefroid, Hofstaetter & Spach, 1997; Valesini, Potter, Platell & Hyndes, 1997; Lin & Shao, 1999; Vidy, 2000; Félix, Spach, Hackrad, Moro & Rocha, 2006; Spach, Santos, Godefroid, Nardi & Cunha, 2004; Spach, Godefroid, Santos, Schwarz Jr. & Queiroz, 2004; Queiroz, Spach, Sobolewski-Morelos, Santos & Schwarz Jr, 2006; Félix *et al.*, 2007a; Félix *et al.*, 2007b; Ignácio & Spach, 2009).

Ocorrem diferenças temporais (sazonais) na abundância e na composição da ictiofauna presente nas amostras, pois há a formação de apenas dois grupos significativamente distintos, um contendo os organismos das amostras coletadas no período do período seco (verão) e outro contendo os organismos das amostras coletadas no período chuvoso (inverno). As diferenças temporais ou sazonais na composição e na abundância da ictiofauna em sistemas estuarinos se devem a variação de fatores como temperatura, salinidade, turbidez da água, quantidade e tipo de nutrientes disponíveis na coluna d'água, quantidade de oxigênio dissolvido, pH e maré (Flores-Verdugo *et al.*, 1990). As variações temporais e espaciais nos fatores que influenciam a abundância e a composição da ictiofauna ocorrem em função do influxo de água doce que se origina no continente (Haedrich, 1983), que é condicionado por estações secas e chuvosas (Haedrich, 1983; Flores-Verdugo *et al.*, 1990). A temperatura possui grande importância nas variações sazonais da ictiofauna (Ramos & Vieira, 2001), porém a salinidade possui grande influência na composição específica da ictiofauna

(Jaureguizar, Menni, Bremec, Mianzan & Lasta, 2003). As variações sazonais em nosso estudo podem ter sido causadas pelo período em que as coletas foram realizadas, pois no Baixo Rio São Francisco temos duas estações bem marcadas, seca (verão) e chuvosa (inverno), que podem ter contribuído para a variação de salinidade e por consequência a variação na composição da ictiofauna. Assim como visto no presente estudo, variações sazonais da ictiofauna associada a estruturas de cultivo também foram vistas nos trabalhos de Dempster (2004) e de Valle, Bayle-Sempere, Dempster, Sanchez-Jerez & Gimenez-Casalduero (2007).

Introduzir estruturas em ambiente marinho faz com que haja o aumento de complexidade ambiental e esse aumento é um fator positivamente correlacionado com a agregação da ictiofauna, pois essas estruturas servem como locais para refúgio (Dealteris, Kilpatrick & Rheault, 2004; Clynick, Chapman & Underwood, 2008; Fernández, Anna, Badalamenti & Pérez-Ruzafa, 2009; Forrest, Keeley, Hopkins, Webb & Clement, 2009) e para a alimentação (Forrest, Keeley, Hopkins, Webb & Clement, 2009) de várias espécies.

Os peixes que colonizam os novos habitats estão presentes nas proximidades e adaptados a viver em ambientes estruturalmente similares. Como observado por Jardewski & Almeida (2005), a distância entre os novos habitats introduzidos e as áreas fontes é diretamente proporcional ao tempo de colonização desses primeiros. A falta de diferenças apresentadas pelas amostras coletadas na área do cultivo e próximas às raízes do manguezal durante a mesma estação (Figura 2 e 3) indica que as estruturas de cultivo estão imitando a complexidade do habitat natural e sendo utilizados pelos indivíduos da ictiofauna, tais quais as estruturas naturais. Indivíduos juvenis da ictiofauna tendem a utilizar o ambiente de mangue como locais de proteção e alimentação (Laegdsgaard & Johnson, 2001) e podem se associar a estruturas que imitem a complexidade estrutural do ambiente natural até chegarem a tamanhos nos quais ingressam na população adulta (Valle, Bayle-Sempere, Dempster, Sanchez-Jerez & Gimenez-Casalduero, 2007).

Apesar de não poderem ser testados estatisticamente, os índices de Shannon-Wiener e de Pielou podem nos dar alguns apontamentos sobre a ictiofauna associada ao cultivo e ao manguezal. Ambos se mostram mais próximos entre os ambientes (cultivo e manguezal) e levemente diferentes sazonalmente (verão e inverno) (Figura 4). A alternância de períodos secos e chuvosos na região parece ser a causa principal dessas diferenças, uma vez que a variação dos fatores ambientais causa mudanças na produtividade primária e por consequência na composição da ictiofauna (Blaber, Brewer & Salini, 1995; Morrison, Francis, Hartill & Parkinson, 2002; Oliveira Neto, Godefroid, Queiroz & Schwarz Jr, 2004). Assim sendo, o aumento da pluviosidade (no inverno) pode ter criado condições favoráveis a poucas espécies, causando a diminuição da diversidade e da equitatividade nesse período. Esse efeito foi causado pelo aumento na abundância da espécie *C. edentulus* (ZP), que parece se beneficiar do aumento na produtividade regional no período chuvoso. Os maiores índices de equitatividade e diversidade são observados no período seco (verão) e podem ter sido causados pela maior estabilidade ambiental desse período, o que favorece outros fatores como as interações biológicas (*e.g.* competição interespecífica e predação), que também são fatores importantes na composição da ictiofauna (Kennish, 1990), mas que não foram medidos no presente estudo. O índice de Margalef não apresentou nenhum padrão claro.

Em meio às espécies que são atraídas e se associam aos cultivos podem estar presentes espécies que possuam interesse comercial e isso pode acarretar em um aumento na produção pesqueira e um aumento na pesca esportiva local (Vianna, Ostini, Pereira & Berchez, 1999). Esse fato pode ser observado no trabalho realizado por Dempster (2004), onde foi descrita a associação de duas espécies de interesse comercial a um DAP na costa leste da Austrália. No presente estudo, observou-se a associação de diversas espécies interesse comercial (Tabela 1), com destaque para as espécies da família Centropomidae: *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1972), *Centropomus ensiferus* (Poey, 1860) e *Centropomus paralelus* (Poey, 1860), popularmente conhecidos como camurins ou robalos, são reconhecidamente de valor comercial e podem estar se utilizando dos cultivos para reprodução e/ou alimentação.

Os resultados obtidos mostram que o cultivo de ostras analisado está atuando como DAP, pois não foram observadas diferenças significativas na composição ictiofauna entre as amostras

coletadas na área do cultivo e na área do manguezal (Figura 2 e 3), sugerindo que as estruturas implantadas estão agindo tal qual as raízes do manguezal. Esse resultado corrobora o estudo realizado por Freitas, Feitosa & Araújo (2006), que concluíram que os cultivos de ostras da região atuam tal qual recifes artificiais provendo a ictiofauna abrigo, proteção contra predadores, suporte para alimentação e locais seguros para a reprodução.

Conclusões

A introdução de estruturas rígidas em ambiente aquático pode causar impactos positivos na comunidade local uma vez que aumenta a complexidade ambiental e disponibiliza substrato a ser colonizado por diversos tipos de organismos. Assim sendo, introduzir estruturas de cultivo em ambiente aquático pode aumentar a abundância de algumas espécies, pois essas estruturas tendem a funcionar como recifes artificiais. Dentre os tipos de organismos beneficiados pela introdução das estruturas de cultivo, estão os peixes, que naturalmente se associam a diferentes tipos de estruturas rígidas em busca de locais para a proteção, alimentação e reprodução. As estruturas do cultivo de ostras estudadas estão atuando para a ictiofauna local como DAPs ou recifes artificiais, pois mimetizam a complexidade estrutural do ambiente natural e reproduzem uma comunidade associada similar a encontrada em estruturas rígidas naturais, aumentando a diversidade e a complexidade das assembleias de peixes. Assim sendo esse efeito de formação de recifes artificiais com a produção de impactos positivos na comunidade local, causado pela introdução de estruturas rígidas em ambiente aquático, pode ser um incentivo na implantação de novas fazendas marinhas em áreas litorâneas.

Referências

- Barletta, M. & Corrêa, M.F.M. (1992). *Guia para identificação de peixes da costa do Brasil*. Curitiba: UFPR.
- Blaber, S.J.M. (2002). 'Fish in hot water': the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *J. Fish Biol.*, 61 (Supplement A): 1-20.
- Blaber, S.J.M., Brewer, D.T. & Salini, J.P. (1995). Fish communities and the nursery role of the shallow inshore waters of a tropical bay in the Gulf of Carpentaria, Australia. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 40:177-193.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. (2001). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth: Primer-E, UK.
- Clynick, B.G., Chapman, M.G. & Underwood, A.J. (2008). Fish assemblages associated with urban structures and natural reefs in Sydney, Australia. *Austral Ecol.*, 33:140-150.
- Day Jr, J.W., Hall, C.A.S., Kemp, W.M. & Yañez-Arancibia A. (1989). *Estuarine Ecology*. New York: Wiley.
- Dealteris, J.T., Kilpatrick, B.D. & Rheault, R.B. (2004). A comparative evaluation of the habitat value of shellfish aquaculture gear, submerged aquatic vegetation and a non-vegetated seabed. *J. Shellfish Res.*, 23:867-874.
- Dempster, T. (2004). Biology of fish associated with moored fish aggregation devices (FADs): implications for the development of a FAD fishery in New South Wales, Australia. *Fish. Res.*, 68:189-201.
- Elliot, 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. Res.*, 8:241-268.

- Félix, F.C., Spach, H.L., Hackradt, C.W., Moro, P.S. & Rocha, D.C. (2006). Abundância sazonal e a composição da assembléia de peixes em duas praias estuarinas da Baía de Paranaguá, Paraná. *Rev. Bras. Zoociências*, 8(1):35-47.
- Félix, F.C., Spach, H.L., Moro, P.S., Schwarz-Jr, R., Hackradt, C.W. & Hostim-Silva, M. (2007a). Utilization patterns of surf zone inhabiting fish from beaches in southern Brazil. *Pan-Am. J. Aquat. Sci.*, 2:27-39.
- Félix, F.C., Spach, H.L., Moro, P.S., Hackradt, C.W., Queiroz, G.M.L. & Hostim-Silva, M. (2007b). Ichthyofauna composition across a wave-energy gradient on southern Brazil beaches. *Braz. J. Oceanogr.*, 55:281-292.
- Fernández, T.V., Anna, G.D., Badalamenti, F. & Pérez-Ruzafa, A. (2009). Effect of simulated macroalgae on the fish assemblage associated with a temperate reef system. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 376:7-16.
- Figueiredo, J.L. & Menezes, N. (1978). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1)*. São Paulo: Museu de Zoologia da USP.
- Figueiredo, J.L. & Menezes, N. (1980). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2)*. São Paulo: Museu de Zoologia da USP.
- Figueiredo, J.L. & Menezes, N. (2000). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5)*. São Paulo: Museu de Zoologia da USP.
- Flores-Verdugo, F., Gonzáles-Farías, F., Ramírez-Flores, O., Amezcualinares, F., Yañes-Arancibia, A., Alvarez-Rubio, M. & Day-Jr, J.W. (1990). Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapán-Agua brava Lagoon-estuarine System (Mexican Pacific). *Estuaries*, 13(2):219-230.
- Forrest, B.M., Keeley, N.B., Hopkins, G.A., Webb, S.C. & Clement, D.M. (2009). Bivalve aquaculture in estuaries: Review and synthesis of oyster cultivation effects. *Aquaculture*, 298:1-15.
- Freitas, L.E.L., Feitosa, C.V. & Araújo, M.E. (2006). Mangrove oyster (*Crassostrea rhizophorae*) (Guilding, 1928) farming areas as artificial reefs for fish: A case study in the state of Ceará, Brazil. *Braz. J. Oceanogr.*, 54(1):31-39.
- Freitas, M.O. & Velastin, R. (2010). Ictiofauna associada a um cultivo de mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) Norte Catarinense, Sul do Brasil. *Acta Sci. Biol. Sci.*, 32:31-37.
- Froese, R. & Pauly D. (2016). Editors. *FishBase. World Wide Web electronic publication*. www.fishbase.org, version (01/2016).
- Godefroid, R.S., Hofstaetter, M. & Spach, H.L. (1997). Structure of the fish assemblage in the surf zone of the beach at Pontal do Sul, PR. *Nerítica*, 11:77-93.
- Haedrich, R. L. (1983). Estuarine fishes. In: Ketchum, B.H. (ed.). *Ecosystem of the world - Estuaries and enclosed areas (pp.183-207)*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers.
- Ignácio, J.M. & Spach, H. L. (2009). Variação entre o dia e a noite nas características da ictiofauna do infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná. *Rev. Bras. Zoociências*, 11(1):25-37.
- Jardeweski, C.L.F. & Almeida, T.C.M. (2005). Sucessão de espécies de peixes em recifes artificiais numa ilha costeira do litoral sul brasileiro. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, 9:57-63.
- Jaureguizar, A.J., Menni, R., Bremec, C., Mianzan, H. & Lasta, C. (2003). Fish assemblage and environmental patterns in the Río de la Plata estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 56:921-933.
- Kawamura, G., Matsushita, T., Nishitai, M. & Matsuoka, T. (1996). Blue and green fish aggregation devices are more attractive to fish. *Fish. Res.*, 28:99-108.

- Kennish, M. J. (1990). *Ecology of estuaries*. Boston: CRC Press, Boca Raton.
- Laegdsgaard, P. & Johnson, C. (2001). Why do juvenile fish utilise mangrove habitats? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 257:229–253.
- Lin, H.J. & Shao, K.T. (1999). Seasonal and diel changes in a subtropical mangrove fish assemblage. *Bull. Mar. Sci.*, 65(3):775-794.
- Menezes, N. & Figueiredo, J.L. (1980). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3)*. São Paulo: Museu de Zoologia da USP.
- Menezes, N. & Figueiredo, J.L. (1985). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4)*. São Paulo: Museu de Zoologia da USP.
- Morrisey, D.J., Cole, R.G., Davey, N.K., Handley, S.J., Bradley, A., Brown, S.N. & Madarasz, A.L. (2006). Abundance and diversity of fish on mussel farms in New Zealand. *Aquaculture*, 252:277-288.
- Morrison, M.A., Francis, M.P., Hartill, B.W. & Parkinson, D.M. (2002). Diurnal and tidal variation in the abundance of the fish fauna of temperate tidal mudflat. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 54:793-80.
- Oliveira-Neto, J.F., Godefroid, R.S., Queiroz, G.M.L.N. & Schwarz-Jr, R. (2004). Variação diuturna na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, PR. *Acta Biol. Leopold.* 26(1):125-138.
- Queiroz, G.M.L.N., Spach, H.L., Sobolewski-Morelos, M., Santos, L.O. & Schwarz-Jr, R. (2006). Caracterização da ictiofauna demersal de duas áreas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Biociências*, 14(2):112-124.
- Ramos, L.A. & Vieira, J.P. (2001). Composição específica e abundância de peixes de zonas rasas dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil. *Bol. Inst. Pesca*, 27(1):109-121.
- Souza-Conceição, J.M., Castro-Silva, M.A., Huergo, G.P.C.M., Soares, G.S., Marenzi, A.C. & Manzoni, G.C. (2003). Associação da ictiofauna capturada através de rede de emalhe com o cultivo de mexilhões da enseada de Armação do Itapocoroy, em Penha (Santa Catarina - Brasil). *Bol. Inst. Pesca*, 29(2):117-121.
- Spach, H.L., Santos, C., Godefroid, R.S., Nardi, M. & Cunha, F. (2004). A study of the fish community structure in a tidal creek. *Braz. J. Biol.*, 64(2):337-351.
- Spach, H.L., Godefroid, R.S., Santos, C., Schwarz-Jr., R. & Queiroz, G.M.L. (2004). Temporal variation in fish assemblage composition on tidal flat. *Braz. J. Biol.*, 52(1):47-58.
- Valesini, F.J., Potter, I.C., Platell, M.E. & Hyndes, G.A. (1997). Ichthyofaunas of a temperate estuary and adjacent marine embayment. Implications regarding choice of nursery area and influence of environmental changes. *Mar. Biol.*, 128(2): 317-328.
- Valle, C., Bayle-Sempere, J. T., Dempster, T., Sanchez-Jerez, P. & Gimenez-Casaldueiro, F. (2007). Temporal variability of wild fish assemblages associated with a sea-cage fish farm in the south-western Mediterranean Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 72:299-307.
- Vianna, M., Ostini, S., Pereira, R.T.E. & Berchez, F. (1999). Uso consorciado entre mitilicultura em sistema flutuante e recifes artificiais, para agregação de pescado. In: *XI Conbep e I Conlaep* (pp.1087-1095), Recife: Anais.
- Vidy, G. (2000). Estuarine and mangrove systems and the nursery concept: which is which? The case of the Sine Saloum system (Senegal). *Wetl. Ecol. Manag.*, 8:37-51.