

**COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA TAXOCENOSE
ÍCTICA E OS IMPACTOS DA ABERTURA DE BARRA SOBRE SUA
ESTRUTURA, NA LAGOA DE IQUIPARI, NORTE DO ESTADO DO RIO DE
JANEIRO**

DIOGO FONSECA DA ROCHA

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO

Campos dos Goytacazes

Fevereiro-2010

**COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA TAXOCENOSE
ÍCTICA E OS IMPACTOS DA ABERTURA DE BARRA SOBRE SUA
ESTRUTURA, NA LAGOA DE IQUIPARI, NORTE DO ESTADO DO RIO DE
JANEIRO**

DIOGO FONSECA DA ROCHA

Dissertação apresentada ao Programa de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Novelli

Campos dos Goytacazes, RJ

Fevereiro-2010

**COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA TAXOCENOSE
ÍCTICA E OS IMPACTOS DA ABERTURA DE BARRA SOBRE SUA
ESTRUTURA, NA LAGOA DE IQUIPARI, NORTE DO ESTADO DO RIO DE
JANEIRO**

DIOGO FONSECA DA ROCHA

Dissertação apresentada ao Programa de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais

Aprovada em 22 de fevereiro de 2010

Comissão examinadora

Prof. Dalcio Ricardo de Andrade (D. Sc. em Morfologia) – UENF

Prof. Eduardo Shimoda (D. Sc. em Produção Animal) – UCAM

Prof. Paulo Pedrosa (D. Sc. em Biociências e Biotecnologia) – UENF

Prof. Ronaldo Novelli (D. Sc. em Biociências e Biotecnologia) – UENF

Dedico esta dissertação a minha família, Odenir, Ana, “Titia”, Patricia e Adriano e minha noiva e companheira, Juliana, por ser sempre, meu amparo nos momentos em que mais precisei

Agradecimentos

Ao professor Ronaldo Novelli, por aceitar ser meu orientador, confiando em mim e no meu trabalho.

A meus pais Odenir e Ana, por serem sempre tão presentes em minha, mesmo estando um pouquinho longe fisicamente. Por todo apoio e por serem realmente pais.

A minha querida “titia”, a qual tenho como uma mãe, muito obrigado pelas palavras de conforto, carinho, e orações, que de alguma forma me ajudaram.

A minha querida e amada Juliana, minha noiva e tão doce menina, mesmo nos momentos de impaciência, por ser tão companheira e presente em minha vida.

Aos meus irmãos Adriano pelos momentos de descontração, e Patrícia principalmente pelas “piadinhas”, que sempre alegam os momentos que passamos juntos.

Ao meu primo e irmão Thiago, por compartilhar comigo momentos de alegria, mas principalmente por me ouvir e aconselhar nos momentos difíceis.

Ao pescador e amigo, “Seu Antônio”, pelos momentos alegres de campo que passamos juntos e ao amigo Rômulo, por estar sempre disposto a ajudar, principalmente nas coletas de campo.

Aos amigos Rafael, Camilah, Anderson, Luciana, Rodrigo e Renata, pelos momentos de descontração, pela amizade e incentivo.

A amiga Andréa, pelo apoio da prática a teoria, por ser sempre tão prestativa, pela amizade, conselhos e pela companhia durante todo esse percurso.

A MMX pelo apoio financeiro e a CAPES pela bolsa de mestrado.

A Deus pela natureza, essa força maravilhosa que lembra a perfeição, e me faz lembrar todos os dias da existência do superior.

Sumário

Lista de figuras.....	ix
Lista de tabelas.....	xi
Resumo.....	xii
Abstract.....	xiii
1-Introdução.....	1
1.1 Estrutura da comunidade.....	1
1.1.2 A dimensão espaço-temporal e os padrões ecológicos das comunidades.....	2
1.2 Estrutura de comunidade de peixes.....	3
1.2.1 Importância de se estudar a estrutura de comunidade de peixes.....	4
1.3 Ambientes lênticos.....	5
1.3.1 Lagoas costeiras.....	6
2. Objetivos.....	10
2.1 Objetivos Gerais.....	10
2.2 Objetivos específicos.....	10
3. Área de estudo.....	11
4. Material e Métodos.....	13
4.1 Amostragem.....	13
4.2 Identificação, abundância e biomassa.....	15
4.3 Análise dos dados.....	15
4.3.1 Estimativa da Diversidade.....	15

4.3.1.1 Índice de Riqueza de Margalef (1958).....	15
4.3.1.2 Índice de diversidade de Shannon-Weaner (1949).....	16
4.3.1.3 Equitabilidade (Pielou, 1975).....	16
4.3.1.4 Índice de dominância de Simpson (Margalef, 1977).....	16
4.3.1.5 Constância (Dajoz, 1977).....	17
4.4 Índice de Importância Relativa (IIR) (Pinkas, 1971).....	17
4.5 Análise de agrupamento (cluster) e técnica de ordenação não métrica (MDS).....	17
4.6 Curvas de abundância e biomassa (ABC).....	18
4.7 Análise estatística.....	19
5. Resultados.....	20
5.1 Fatores abióticos.....	20
5.1.1 Salinidade.....	20
5.1.2 Condutividade.....	21
5.1.3 Temperatura.....	22
5.2 Estrutura da Comunidade.....	23
5.2.1 Composição qualitativa e quantitativa.....	23
5.2.2 A dimensão espacial.....	27
5.2.2.1 Abundância, biomassa e índices ecológicos.....	27
5.2.2.2 A distribuição espacial baseada na ocorrência das espécies.....	29
5.2.2.3 Constância de Dajoz e o índice de Importância Relativa (IIR).....	30
5.2.2.4 A distribuição espacial baseada na abundância relativa das espécies constantes e acessórias.....	32

5.2.2.5 Contribuição específica por sítio amostral.....	34
5.2.3 A dimensão temporal.....	38
5.2.3.1 Análise de agrupamento e ordenação.....	38
5.2.3.2 Distribuição sazonal do número de indivíduos e da biomassa...	40
5.2.3.3 Ocorrência e abundância sazonal específica.....	41
5.2.3.4 Os descritores da comunidade na dimensão temporal.....	47
5.3 Impacto da abertura de barra sobre a ictiofauna.....	50
6. Discussão.....	54
6.1 A distribuição espacial da ictiofauna.....	54
6.2 A composição da ictiofauna.....	55
6.3 O impacto da abertura de barra sobre a ictiofauna da lagoa de Iquipari.....	56
7. Conclusões.....	59
8. Referências.....	60

Lista de figuras

Figura 1: Localização da lagoa de Iquipari, São João da Barra, RJ, Brasil, com indicação dos sítios de coleta. (2001b).....	12
Figura 2: Variação sazonal da salinidade nas estações amostradas para o período de julho/08 a abril/09.....	20
Figura 3: Variação sazonal da condutividade nas estações amostradas para o período de julho/08 a abril/09.....	21
Figura 4: Variação sazonal da temperatura nas estações amostradas para o período de julho/08 a abril/09.....	22
Figura 5: Percentual do número de indivíduos das espécies mais representativas capturadas na lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.....	26
Figura 6: Percentual da biomassa total das espécies mais representativas capturadas na lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.....	26
Figura 7: Média e desvio padrão do número de indivíduos (A), da biomassa (B), do número de espécies (C), da eqüitabilidade de Pielou (D), do índice de dominância (E), do índice de diversidade de Shannon-Weaner (F) e do índice de riqueza de Margalef (G) para as estações 1, 2 e 3 de coleta, na lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.....	28
Figura 8: Dendrograma baseado na presença/ausência das espécies (vide Tabela II) nos sítios de coleta no período de julho/08 a maio/09.....	29
Figura 9: Dendrograma e ordenação pelo método MDS baseados no percentual do número de indivíduos das espécies constantes e acessórias nos sítios de coleta no período de julho/08 a maio/09. As espécies numeradas no gráfico estão identificadas no dendrograma e o código que representa cada uma pode ser encontrado na Tabela II.....	33
Figura 10: Distribuição das espécies constantes e acessórias nos sítios de coleta na lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.....	34
Figura 11: Percentual das espécies mais representativas em relação a abundância no sítio 1 no período de julho/08 a maio/09.....	35
Figura 12: Biomassa relativa das espécies mais representativas no sítio 1, no período de julho/08 a maio/09.....	35

Figura 13: Percentual das espécies mais representativas em relação a abundância no sítio 2 no período de julho/08 a maio/09.....	36
Figura 14: Biomassa relativa das espécies mais representativas no sítio 2, no período de julho/08 a maio/09.....	36
Figura 15: Percentual das espécies mais representativas em relação a abundância no sítio 3 no período de julho/08 a maio/09.....	37
Figura 16: Biomassa relativa das espécies mais representativas no sítio 3, no período de julho/08 a maio/09.....	37
Figura 17: Dendrograma e ordenação pelo método MDS baseados no número de indivíduos capturados nos eventos de coleta mensais no período de julho/08 a maio/09, na lagoa de Iquipari.....	39
Figura 18: Média e desvio padrão da abundância (A) e biomassa (B) nas estações do ano considerando-se a área total estudada na lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.....	40
Figura 19: Distribuição sazonal do número de indivíduos nos sítios de coleta na lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.....	41
Figura 20: Distribuição sazonal da biomassa nos sítios de coleta na lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.....	41
Figura 21: Distribuição espaço-sazonal das espécies dulcícolas comuns ou acessórias na lagoa de Iquipari no período de julho/08 a maio/09.....	45
Figura 22: Distribuição espaço-sazonal das espécies marinhas comuns ou acessórias na lagoa de Iquipari no período de julho/08 a maio/09.....	46
Figura 23: Eqüitabilidade de Pielou (A), índice de Margalef (B), índice de diversidade de Shannon-Weaner (C) e Índice de dominância (D) para os sítios de coleta, no período de julho/08 a maio/09.....	49
Figura 24: Curva de dominância, baseada na abundância e biomassa das espécies capturadas no sítio 1 de coleta na lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.....	52
Figura 25: Curva de dominância, baseada na abundância e biomassa das espécies capturadas no sítio 2 de coleta na lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.....	53
Figura 26: Curva de dominância, baseada na abundância e biomassa das espécies capturadas no sítio 3 de coleta na lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.....	53

Lista de tabelas

Tabela I: Localização por georeferência (UTM) dos pontos onde foram colocadas as redes para captura, para cada mês e sítio amostral.....14

Tabela II: Ordem, família, espécie, hábitat (M=marinho, D=dulcícola), e código (utilizado para representar as espécies nas análises de cluster e MDS) das espécies de peixes capturados na lagoa de Iquipari no período de julho/08 a maio/09.....24

Tabela III: Constância de Dajoz e Índice de Importância Relativa (IIR) por espécies para cada sítio amostral (1, 2 e 3) e para o total de amostras. Espécies constantes, $C \geq 50\%$, espécies acessórias, $25\% \leq C < 50\%$ e espécies acidentais $< 25\%$31

Tabela IV: Ocorrência das espécies coletadas nos sítios amostrais (1, 2 e 3) antes e depois da abertura da barra da lagoa de Iquipari e a classificação quanto aos padrões de ocorrência (mantido, deslocado, expandido, reduzido, aparecimento ou desaparecimento).....51

RESUMO

COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA TAXOCENOSE ÍCTICA E OS IMPACTOS DA ABERTURA DE BARRA SOBRE SUA ESTRUTURA, NA LAGOA DE IQUIPARI, NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

Lagoas costeiras são regiões de transição entre o ambiente continental e marinho, e por isso possuem condições ambientais adversas, sendo característico um gradiente físico-químico ao longo desses ecossistemas. Esses ambientes na região norte do estado do Rio de Janeiro, têm sido expostos a uma série de atividades antrópicas, destacando-se a abertura artificial da barra de areia que as separam do mar. Esse processo termina por alterar as características bióticas e abióticas da coluna da água, causando uma perturbação na ictiofauna desses ecossistemas. Comunidades ícticas são importantes ferramentas na avaliação da qualidade ambiental de corpos hídricos, sendo importante uma avaliação qualitativa e quantitativa em sua estrutura, como base para a implementação de medidas de manejo, conservação e recuperação de áreas degradadas pela atividade humana. Assim, procurou-se caracterizar a taxocenose íctica da lagoa de Iquipari, identificando padrões espaço-temporais de distribuição da ictiofauna, e avaliar o impacto da abertura de barra sobre a comunidade íctica. Para isso foi realizado um esforço amostral de julho de 2008 a maio de 2009. Três sítios amostrais foram estabelecidos, um na região mais próxima ao local onde a barra de areia foi aberta (1), outro na região intermediária (2) e um terceiro no extremo oposto à região onde a barra de areia foi artificialmente aberta (3). O artefato de captura foi rede de espera, com malhas de 20, 30 e 40 mm. Os valores das variáveis físico-químicas foram obtidos para cada sítio amostral. A captura total somou 5452 exemplares distribuídos em 33 espécies dentre marinhas e dulcícolas, 23 famílias e 8 ordens. A espécie mais abundante, em todos os sítios amostrais, foi *Cetengraulis edentulus*. Em relação a fatores abióticos, observou-se um gradiente sazonal e espacial na salinidade e condutividade, e uma variação sazonal na temperatura da água. Quanto à estrutura da comunidade, a taxocenose íctica mostrou uma distribuição espaço-temporal não estocástica, relacionando-se a um gradiente salino. Após a abertura da barra de areia, a ictiofauna mostrou diferenças nos padrões de distribuição espacial e na composição específica, respondendo de forma negativa, de modo que o número de espécies, a abundância e a biomassa foram reduzidos. Por fim, a ictiofauna da lagoa de Iquipari mostrou sinais de alta perturbação e estresse, necessitando de medidas de manejo e conservação imediatas.

ABSTRACT

COMPOSITION AND SPACE-TIME DISTRIBUTION OF THE ICHTHYIC ASSEMBLAGE AND IMPACTS OF OPENING BAR ON ITS STRUCTURE IN THE IQUIPARI LAGOON, NORTH OF RIO DE JANEIRO STATE

Coastal lagoons are areas of transition between the continental and marine environment, and therefore are endowed with adverse environmental conditions, and a characteristic physical-chemical gradient along these ecosystems. In the northern region of Rio de Janeiro, these environments have been exposed to a range of human activities, especially the artificial opening of the sand bar that separates it from the sea. This process causes changes in the biotic and abiotic characteristics of the water column, causing a disturbance in the ichthyofauna of these ecosystems. Ichthyic assembly are important tools in assessing the environmental quality of water ecosystems, it is important a qualitative and quantitative assessing in its structure as a basis for implementing actions of management, conservation and recovery of areas degraded by human activity. Thus, we aim to characterize the assemblage ichthyic of the Iquipari lagoon, identifying patterns of space-time distribution of fish species, and assess the impact of open bar on the fish community. For this we carried out a sampling effort of July 2008 to May 2009. Three sampling stations were established, one (1) in the region closest to the sea, another (2) in the intermediate region and third (3) in the more distal over the bar. The method of capture was gillnet mesh sizes 20, 30 and 40 mm. The values of physical and chemical variables were obtained for each sampling station. The total catch amounted to 5452 fish distributed in 33 species among marine and freshwater species, 23 families and 8 orders. The most abundant species in all sampling stations was *Cetengraulis edentulus*. In relation to abiotic factors, there was a seasonal and spatial gradient in salinity and conductivity, and a seasonal variation in water temperature. Regarding community structure, the assemblage ichthyic showed a spatial and seasonal non-stochastic distribution, relating to a saline gradient. After opening the sand bar, the fish fauna showed differences in spatial distribution and species composition, responding negatively, so that the number of species, abundance and biomass were reduced. Finally, the fish fauna of the lagoon Iquipari showed signs of disturbance and high stress, requiring measures of immediate management and conservation.

1-Introdução

1.1 Estrutura da comunidade

No ambiente natural, seja ele aquático ou terrestre, existem incontáveis assembléias de espécies em diferentes níveis de abundância e que desempenham diferentes funções. As assembléias de espécies que ocorrem juntas no espaço e no tempo formam uma assembléia de populações, a qual é denominada *comunidade*. Se estas espécies vivem em uma dada área de terra ou volume de água em conjunto em tempo integral ou parcial (referência aqui às espécies migratórias), inevitavelmente em algum nível, seja direta ou indiretamente, elas interagem entre si e com o ambiente. Essas interações terminam em padrões de agrupamentos e distribuição espaço-temporal, os quais, somados à composição específica e numérica da comunidade, são caracterizados como a estrutura da comunidade (Begon *et al.*, 2006).

A estrutura da comunidade pode ser avaliada sob duas perspectivas gerais. Uma implica em uma abordagem funcional, e representa as interações entre as espécies, como a predação, parasitismo, competição etc. A outra perspectiva baseia-se em uma abordagem descritiva, preocupando-se mais com a diversidade, a qual incorpora a riqueza e abundância de espécies.

A riqueza de espécies de uma comunidade representa o número de espécies que compõe tal comunidade, e a abundância das espécies as classifica como dominantes ou raras por exemplo. Em uma comunidade específica, umas poucas espécies atingem alta abundância (dominantes), e muitas outras são representadas por relativamente poucos indivíduos (raras). Esses padrões podem ser observados mesmo considerando-se uma guilda (grupo funcional de organismos, por exemplo, guilda trófica, conjunto de organismos de uma comunidade que possuem padrões semelhantes de alimentação, mas não necessariamente são relacionadas taxonomicamente), ou uma taxocenose (grupo de organismos que vivem em uma mesma comunidade e possuem relações taxonômicas), por exemplo.

A importância de se caracterizar a estrutura de uma comunidade vai além da simples descrição científica dos processos de interação e da estrutura descritiva (como composição específica, abundância etc) dessas comunidades.

Uma vez caracterizada a estrutura de uma determinada comunidade, pode se utilizar os padrões encontrados para tal comunidade, como importantes parâmetros de avaliação para monitoramento da qualidade ambiental, devido principalmente às diferentes características das espécies e suas respectivas interações. Padrões ecológicos são formatações repetidas, como quando comparados dois locais distintos, mas que dispõem de uma estrutura ambiental semelhante espera-se encontrar em ambos uma composição específica parecida, taxas aproximadas de produtividade, diversidade semelhante etc. A determinação de padrões de diversidade permite a formulação de testes de hipóteses para investigações científicas direcionadas às comunidades ecológicas, além de servir de parâmetro de comparação entre duas comunidades distintas, permitindo a inferência de áreas impactadas pela ação antrópica por exemplo.

1.1.2 A dimensão espaço-temporal e os padrões ecológicos das comunidades

A riqueza e a abundância de uma comunidade podem variar no tempo e no espaço e muitos são os fatores que podem influenciar a diversidade, e conseqüentemente podem ser determinantes na composição e estrutura das comunidades ecológicas (Krebs, 1985; Ricklefs, 2003; Begon *et al.*, 2006, Odum e Barrett, 2007).

Begon *et al.* (2006) descrevem quatro tipos principais de fatores que podem determinar os padrões relacionados às comunidades ecológicas: (1) Fatores geográficos que não afetam diretamente a estrutura da comunidade, mas com a mudança nas condições ambientais relacionadas a um gradiente geográfico, as características das comunidades também são alteradas, de modo que essas alterações, de fato, é que afetam diretamente a estrutura; (2) um segundo grupo de fatores, são os fatores correlacionados com a latitude, altitude ou profundidade. Dentre esses fatores estão a entrada de energia, a idade do ambiente, a produtividade e a rusticidade do ambiente; (3) um terceiro grupo inclui os fatores bióticos, que correspondem aos atributos biológicos de uma comunidade, constituindo-se importantes fatores determinantes da diversidade. Competição, predação e parasitismos são importantes

representantes desse grupo de fatores; e finalmente (4) um quarto grupo de fatores que variam geograficamente, mas independentemente da latitude, altitude ou profundidade. O isolamento de um habitat, o grau de perturbações, a heterogeneidade química e física, que terminam em gradientes físico-químicos estão incluídos nesse grupo (Begon *et al.*, 2006).

1.2 Estrutura de comunidade em peixes

A estrutura de comunidade de peixes pode ser afetada por vários fatores, iniciando-se por aqueles característicos aos tipos de ambientes aquáticos (limnológicos ou marinhos).

No ambiente marinho, as principais variáveis que afetam a estrutura da comunidade de peixes, são àsquelas físico-químicas, como concentração de sais dissolvidos, profundidade, regime de marés, disponibilidade de abrigo e proteção etc., e biológicas, como disponibilidade de alimento, presença/ausência de predadores, competição inter e intraespecífica etc.

Em ambientes limnológicos, como lagoas, rios e riachos, as variáveis bióticas, como no ambiente marinho, são de grande relevância na determinação da estruturação das comunidades ícticas de ecossistemas aquáticos continentais. As interações biológicas como produtividade, predação, parasitismo, competição, são classificadas por alguns autores como principais agentes influenciadores da distribuição espacial e temporal de espécies de peixes em determinadas regiões (Junk *et al.*, 1980; Rahel, 1984).

Em relação às variáveis abióticas, as que mais influem nas características das comunidades de peixes são: as variáveis físico-químicas; profundidade e o fluxo de água nesses ambientes, que caracteriza os ambientes como lóticos (sistemas aquáticos de fluxo de água forte, contínuo e unidirecional, como rios e riachos) ou lênticos (sistemas onde o corpo d'água é lentamente renovado, tais como lagos, lagoas e lagoas costeiras) (Gordon *et al.* 1995; Allan, 1997; Tejerina-Garro *et al.* 1998).

1.2.1 Importância de se estudar a estrutura de comunidade de peixes

Atualmente observa-se uma crescente preocupação com a qualidade de sistemas aquáticos, devido a intensa ação antrópica de ordem exploratória à qual esses sistemas vêm sendo submetidos ao longo dos anos (Jaramillo-Villa e Caramaschi 2008). No entanto, a quantificação desses impactos é extremamente difícil de obter. Muitos estudos sobre impactos ambientais em sistemas aquáticos vêm sendo elaborados utilizando indicadores biológicos como parâmetro de medida. Desde a década de 80, a legislação dos Estados Unidos reconhece a importância de indicadores biológicos como importantes ferramentas nos estudos de monitoramento de ambientes aquáticos (Flotemersch *et al.* 2006).

A capacidade de sustentar uma comunidade balanceada reflete a boa qualidade de um ecossistema aquático, e, portanto, tem potencial para a utilização da água pelo ser humano. A integridade biótica de um ecossistema é a capacidade de manter uma comunidade com riqueza de espécies, composição específica e estrutura funcional comparáveis a de ecossistemas não perturbados, ou com baixos índices de perturbação causada por ação antrópica (Karr e Dudley 1981). Dessa forma, a avaliação da comunidade íctica de um determinado sistema aquático, é importante por fornecer subsídios para a qualificação do *status* ecológico de um determinado corpo hídrico (Roset *et al.* 2007).

Karr (1981) apresenta numerosas vantagens de se utilizar comunidades de peixes como indicador de qualidade nos programas de monitoramento ambiental. Dentre estas, pode-se citar: (1) taxocenoses ícticas geralmente apresentam espécies distribuídas em vários níveis tróficos, como espécies onívoras, detritívoras, herbívoras, insetívoras, planctívoras e carnívoras, de forma que os itens alimentares podem ser de origem aquática e/ou terrestre; (2) a posição dos peixes no topo da cadeia trófica em relação a outros organismos que também podem ser utilizados como indicadores ambientais (como invertebrados), favorece uma visão mais ampla do ambiente; (3) situações críticas, como alta mortalidade de peixes que pode ser causado por alterações na qualidade da água, podem ser informadas pela sociedade, a qual pode se sentir envolvida com a situação de comunidades ícticas perturbadas,

uma vez que peixes têm valor cultural, além de serem alimento para humanos, valorizando o seu potencial como indicadores de qualidade ambiental na questão da saúde pública; (4) a ausência de táxons, ou a queda de crescimento ou de sucesso reprodutivo, é facilmente avaliada nos peixes, e podem indicar uma toxidez aguda ou crônica, respectivamente, nos ambientes aquáticos; (5) peixes podem ser amostrados durante todo o ano, permitindo avaliações das mudanças sazonais e de padrões de distribuição espacial.

Além de possuírem alto potencial como bio-indicadores, muitas espécies de peixes possuem valor comercial e representam importante fonte de alimento para a população humana. Com isso, a exploração sobre os estoques pesqueiros pode ter comprometido e/ou desestabilizado a estrutura de comunidades ícticas, tanto em ambientes marinhos como em ambientes aquáticos continentais. Estimativas vêm sendo realizadas já a algum tempo, e predizem que muitos estoques naturais de peixes tornaram-se baixos a ponto de não serem capazes de se auto-renovarem (Benetti e Fagundes 1980; da Silva *et al.*, 1999).

Estudos baseados em comunidades ícticas são importantes ferramentas para um embasamento adequado de medidas de manejo, conservação e recuperação de estoques pesqueiros, uma vez, que tomando-se como base a estrutura da comunidade, não é focado somente as espécies de valor comercial, obtendo-se uma abordagem mais ampla do sistema estudado. Esse fato é decisivo para a elaboração bem fundamentada de programas de melhoramento e enriquecimento de pescado de origem íctica.

1.3 Ambientes lênticos

Para um melhor entendimento dos padrões que regem as comunidades ícticas em lagoas costeiras, é necessário conhecer as características dos ambientes lênticos e os principais fatores que estruturam as toxocenoses de peixes nesses ambientes.

São classificados como ambientes lênticos, aqueles onde a água é quase parada ou lentamente renovada, sendo naturais: lagos, lagoas, lagoas costeiras; e artificiais: represas e reservatórios em sistemas lóticos. Geralmente apresentam zonação vertical e horizontal das variáveis físico-químicas e

biológicas, o que proporciona diferentes condições tanto verticalmente quanto horizontalmente, influenciando a distribuição das comunidades biológicas (Oliveira e Goulart, 2000).

Horne e Goldman (1994) atribuem seis características intrínsecas aos ambientes lênticos, como se segue: (1) sistemas fechados, onde ocorre a ciclagem de materiais e (2) a fonte de energia é principalmente autóctone; (3) corpo d'água relativamente estacionado ou com fluxo que pode variar; (4) baixa força de corrente; (5) observa-se uma zonação latitudinal (com porções litorais, limnéticas ou pelágicas), zonação vertical (representada pela superfície e fundo), e longitudinal para reservatórios, onde as características limnológicas seguem um gradiente indo de fluvial, passando por intermediário e terminando em lacustre. (6) Frequentemente observa-se a estratificação vertical da temperatura e oxigênio.

1.3.1 Lagoas costeiras

Um ambiente lagunar bastante distinto são as lagoas costeiras. Estes ambientes são definidos como corpos de água interiores separados do mar por uma faixa de areia (denominada barra) e que apresentam em sua essência características próprias que as difere de outros sistemas lacustres, principalmente por geralmente compreenderem uma interface entre o ambiente marinho e continental. São geralmente conectadas diretamente com o mar por uma, duas ou várias entradas na camada de areia (barra) que separam as lagoas costeiras do ambiente marinho, as quais podem ser artificialmente abertas pela ação antrópica, ou naturalmente abertas pela “força” das águas, e fechadas pela a ação de ventos, ondas e por deposição de sedimentos (Kjerfve, 1994).

As lagoas costeiras são encontradas na linha da costa de todo o mundo, e representam cerca de 13% da área costeira mundial. Na América do Sul observa-se aproximadamente 12,2% da área total mundial coberta por esses ecossistemas. Esses ecossistemas estão classificados entre os mais ameaçados do mundo, principalmente por sua localização coincidir com regiões de grande ocupação humana (Cromwell, 1971; Barnes, 1980).

Uma característica altamente relevante desses ambientes, é que verticalmente, praticamente não existe zonação biótica e abiótica na coluna d'água, uma vez que esses ambientes são geralmente rasos o que facilita uma homogeneização vertical da coluna d'água pela ação dos ventos. Além da ausência de uma zonação vertical, uma outra característica que torna esse ambiente distinto dos demais sistemas lênticos, é a existência evidente de um gradiente físico-químico, o qual é determinado pelo ambiente marinho e continental. Assim, as variáveis salinidade, condutividade e pH, podem variar com elevada discrepância horizontalmente. (Kjerfve, 1994; Suzuki, 1998).

Dessa forma, em lagoas costeiras geralmente observa-se um padrão de distribuição horizontal da diversidade íctica. A diversidade de peixes dulcícolas tende a diminuir em regiões próximas a barra e inversamente, a diversidade de peixes marinhos tende a aumentar principalmente nas proximidades da barra, mas espécimes marinhos podem ser encontrados em todo o corpo das lagoas costeiras, alterando a composição específica da comunidade íctica numa escala local e/ou temporal (Aguiaro e Caramaschi, 1995; Suzuki, 2007; Frota e Caramaschi, 1998; Lima *et al.*, 2001a; Lima *et al.*, 2001b; Marques, 2005).

Uma prática antrópica que merece destaque nesses ambientes, por causar impactos diretos e indiretos na estrutura de comunidades ícticas, é a abertura artificial da barra de areia que as restringem do contato direto com o mar. A abertura dessa camada de areia pode causar uma mudança abrupta na qualidade da água desses ambientes, alterando drasticamente as variáveis físico-químicas de imediato, e, conseqüentemente as características biológicas desses sistemas são alterados, além de uma rápida modificação do volume e profundidade da coluna d'água. Esses fatores podem afetar a estrutura da comunidade íctica por (1) permitir a entrada de peixes marinhos nesses ambientes, que podem competir por recursos ou serem predadores de espécies dulcícolas residentes naquele ambientes; (2) causar mortandade de macrófitas aquáticas pelas modificações de salinidade, condutividade e pH, o que proporciona a diminuição de habitats para a colonização de peixes; e (3) pode afetar diretamente as espécies dulcícolas residentes desses ambientes, por alterar as condições ambientais que permitem a sobrevivência das espécies nos habitats devido a tolerância fisiológica das espécies adaptadas as

condições naturais (Aguiaro e Caramaschi, 1995; Suzuki, 1998; Lima *et al.*, 2001a; Lima *et al.*, 2001b; Marques, 2005).

Um considerável número de trabalhos em todo o mundo documentam as conseqüência da ação antrópica sobre esses ecossistemas. Contudo, a maioria deles são quase que exclusivamente voltados às regiões costeiras Mediterrâneas (Lardicci *et al.*, 2001; Gikas *et al.*, 2006; Tsihrintzis *et al.*, 2007), com poucas exceções ao continente sul-americano (Esteves *et al.*, 2002; Barbosa *et al.*, 2004).

As lagoas costeiras da região Norte Fluminense têm despertado grande interesse das comunidades científicas, técnicas e da população em geral, pelo atual e crescente estado de degradação em que se apresentam. Tais circunstâncias são tidas como conseqüência de uma intensa ação antrópica sobre esses ecossistemas (Aguiaro e Caramaschi, 1995; Suzuki, 1997; Frota e Caramaschi, 1998; Lima *et al.*, 2001a; Lima *et al.*, 2001b; Marques, 2005).

Atualmente, na maior parte destas lagoas, não se pratica a pesca profissional, mas somente a pesca ocasional e/ou de subsistência. A extinção da pesca profissional nesses ambientes deve-se principalmente à expansão imobiliária ao redor desses ecossistemas e ao declínio da qualidade ambiental, o que terminou em uma drástica redução dos estoques de pesqueiros desses corpos hídricos (Castello-Branco, 1988; Frota e Caramaschi, 1998).

Para incrementar os estoques de peixes em lagoas costeiras no Norte Fluminense, aberturas artificiais da barra têm sido historicamente realizadas pela ação de pescadores com o objetivo de proporcionar a entrada de peixes marinhos de valor comercial (Aguiaro e Caramaschi, 1995; Suzuki, 1997; Esteves, 1998; Frota e Caramaschi, 1998; Reis *et al.*, 1998; Lima *et al.*, 2001a).

Além da entrada de peixes, a melhoria da qualidade da água, a diminuição dos níveis de água que inundam casas presentes no entorno das lagoas em períodos de cheias e a diminuição dos níveis de macrófitas aquáticas que atrapalham a pesca, têm subsidiado a justificativa para a abertura de barra em algumas lagoas da região Norte Fluminense. Contudo, ainda pouco se sabe sobre os reais benefícios sociais e ecológicos, bem como os impactos ambientais gerados pela abertura artificial da barra de areia (Suzuki, 1997; Esteves, 1998; Frota e Caramaschi, 1998; Lima *et al.*, 2001a;).

Do exposto acima, pode-se dimensionar a importância de caracterizar comunidades de peixes em lagoas costeiras, identificando os padrões que regem essas comunidades a fim de quantificar o *status* ambiental do meio em que se encontram. Uma vez caracterizada a estrutura de comunidade em determinado ecossistema, pode se utilizar os padrões encontrados para tal comunidade, como importantes parâmetros de avaliação para monitoramento da qualidade ambiental, devido principalmente às diferentes características das espécies e suas respectivas interações.

Dessa forma, a realização deste trabalho foi de especial importância por caracterizar a comunidade de peixes da Lagoa de Iquipari, fornecendo subsídios para o monitoramento da qualidade ambiental desta lagoa, possibilitando a elaboração de planos de manejo e conservação para este ecossistema.

2. Objetivos

2.1 Objetivos Gerais

Caracterizar a comunidade da ictiofauna da Lagoa de Iquipari, identificando padrões espaço-temporais de distribuição da taxocenose, e avaliar o impacto da abertura de barra sobre a comunidade íctica.

2.2 Objetivos específicos

- Estimar a abundância total e relativa, e determinar o índice de Importância relativa (IIR) para as espécies encontradas;
- Caracterizar a composição específica da ictiofauna, identificando as espécies constantes, acessórias e acidentais;
- Verificar possíveis variações sazonais na estrutura e nos padrões de distribuição espacial da comunidade íctica;
- Verificar diferenças na estrutura de comunidade em relação ao gradiente salino;

3. Área de estudo

A Lagoa de Iquipari (Figura 1) localiza-se em uma área costeira de planície da Região Norte Fluminense, no município de São João da Barra, entre as coordenadas de 21°44'20" a 21°48'12" Sul e 41°01'34" a 41°02'04" Oeste. Possui uma extensão e área de aproximadamente 16 km e 1,4 Km², respectivamente (Lima *et al.*, 2001b). Constituiu um braço do rio Paraíba do Sul, perdendo sua comunicação com ele devido a obras de drenagem e retificação de cursos d'água pelo extinto Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS) por volta da década de 1950. Perdeu bastante de sua abrangência por sofrer assoreamento devido à prática agropecuária e agroindustrial em seu entorno. Contudo, a região ainda dispõe de área de restinga em bom estado de conservação (Assumpção e Nascimento, 2000; Bidegain *et al.*, 2002).

O clima da região é caracterizado como tropical subúmido a semi-árido, com precipitação pluviométrica média anual variando de 800 a 1.200mm, possuindo as maiores taxas de precipitação durante os meses de verão, e as menores, nos meses de inverno. O vento predominante tem a direção nordeste, atingindo as maiores velocidades nos meses de agosto a dezembro (RADAMBRASIL, 1983).

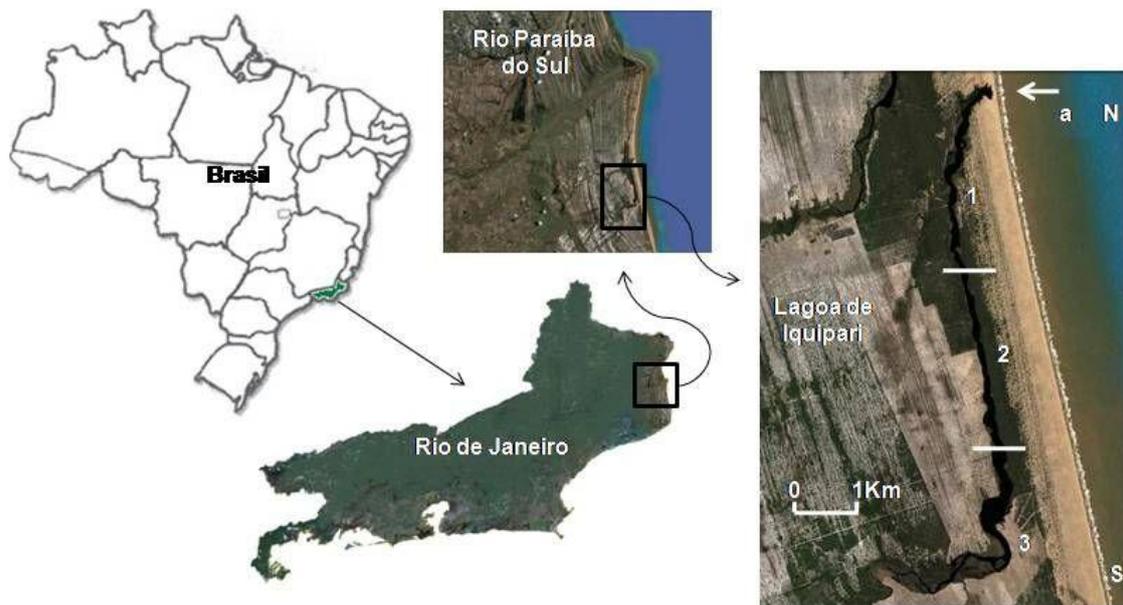


Figura 1: Localização da Lagoa de Iquipari, São João da Barra, RJ, Brasil, com indicação dos sítios amostrais 1, 2 e 3.

4. Material e Métodos

4.1 Amostragem

A amostragem foi realizada através de um esforço de captura de julho/08 a maio/09. As coletas foram feitas em todas as estações sazonais nesse intervalo, sendo que para cada estação do ano, duas coletas foram realizadas, sempre representando os dois últimos meses de cada estação. Assim, foram feitas coletas em julho/08 e agosto/08 (inverno); outubro/08 e novembro/08 (primavera); janeiro/09 e fevereiro/09 (verão); e abril/09 e maio/09 (outono). Dos oito eventos temporais de coleta, os quatro primeiros foram realizados antes do processo de abertura da barra de areia que separa a Lagoa de Iquipari do mar. A barra de areia foi aberta pela comunidade local em janeiro/09, e manteve-se aberta por aproximadamente 15 dias até o fechamento natural da mesma. Dessa forma foi possível avaliar variações sazonais na estrutura da comunidade íctica, além do impacto da abertura de barra sobre a mesma.

A fim de verificar os padrões de distribuição espacial da ictiofauna na Lagoa de Iquipari, esta foi dividida em três sítios amostrais, de área aproximadamente igual, de acordo com um gradiente longitudinal, na orientação norte-sul. O sítio 1 compreendeu aquele mais próximo a “boca” da barra (região pela qual a lagoa entra em contato direto com o mar, quando em situação de barra aberta) situada ao norte da lagoa; o sítio 2 compreendeu a área intermediária entre os extremos norte e sul da lagoa; e o sítio 3 correspondeu à porção sul da lagoa, mas distante da barra de areia e do ambiente marinho (Figura 1). Os pontos de coleta em cada sítio foram marcados por georeferência (Tabela I).

Tabela 1: Localização por georeferenciamento (UTM) dos pontos onde foram colocadas as redes para captura, em cada mês e em cada sítio amostral.

Mês/ano	Sítio 1		Sítio 2		Sítio 3	
	Leste (24K)	Sul (UTM)	Leste (24K)	Sul (UTM)	Leste (24K)	Sul (UTM)
jul/08	290379	7594406	290706	7590733	290906	7589652
ago/08	290380	7594527	290346	7591744	290774	7589681
out/08	290388	7594662	290135	7593053	289616	7587505
nov/08	290182	7592414	290184	7592415	290184	7587440
jan/09	290336	7594367	299715	7508633	290670	7590521
fev/09	299827	7587366	290626	7591048	290082	7593456
abr/09	290805	7588082	290409	7591808	290164	7593803
mai/09	290141	7593379	290532	7591042	290981	7588663

Em quase todos os eventos de coleta (exceção a fevereiro/09 e maio/09) foram medidos a salinidade, a condutividade elétrica e a temperatura da água em cada sítio amostral, para avaliar a relação entre a distribuição da ictiofauna e o gradiente salino, e às variações sazonais da temperatura da água na Lagoa de Iquipari.

Para a captura dos peixes, foram utilizados três jogos de redes de emalhar, dispostos randomicamente dentro dos sítios amostrais, sendo um jogo de rede para cada sítio amostral, de forma que todos os sítios fossem amostradas em cada evento de coleta. Cada jogo de redes foi constituído por redes de espera com malhas de 20 mm, 30 mm e 40 mm entre nós adjacentes. Cada rede com 25 m de comprimento por 3 m de altura, representando cada jogo uma área de 225 m² de malha e 75 m de comprimento total de redes submersas. Os conjuntos de redes foram dispostos de modo que uma extremidade fosse afixada em uma margem da lagoa, e a outra na margem oposta, de modo a atravessar todo o canal da Lagoa de Iquipari.

O tempo de submersão das redes foi de 18 horas. Esse intervalo de tempo foi definido após teste *a priori* de acumulação espécies x tempo de submersão, onde foi constatado que após 18 horas de redes submersas, nenhuma espécie nova foi identificada nos três sítios amostrais na Lagoa de Iquipari.

Os espécimes coletados foram armazenados em sacolas identificadas com local (sítio amostral), data e hora da coleta, e acondicionados em isopor com gelo. Em seguida, foram encaminhados para o Espaço da Ciência,

localizado na Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF), onde foram transferidos para um freezer com temperatura de -20 °C.

4.2 Identificação, abundância e biomassa

Para a determinação da composição específica da ictiofauna da Lagoa de Iquipari, os indivíduos foram identificados até o nível taxonômico espécie (quando possível) utilizando-se para isso os trabalhos de Menezes e Figueiredo (1985), Bizerril e Bidegain (2001) e Carpenter (2002). A fim de se obter dados de abundância relativa e total de cada espécie, o número de indivíduos por espécie foi quantificado. Além disso, cada indivíduo foi pesado utilizando-se uma balança com precisão de 0,01g, de modo a obter a biomassa relativa e total de cada espécie. Esses dados, junto a frequência de ocorrência (FO) (que representa o número de vezes que uma determinada espécie foi capturada considerando-se a amostragem total, dividido pelo número de amostras realizadas, multiplicando o quociente por 100), permitiram a determinação do índice de importância relativa (IIR) por espécie.

4.3 Análise dos dados

4.3.1 Estimativa da Diversidade

4.3.1.1 Índice de Riqueza de Margalef (1958)

O índice de Margalef é baseado na relação entre o número de espécies (S) e o número total de indivíduos observados (n), o qual aumenta ou diminui com o tamanho da amostragem. Dessa forma, o uso desse índice torna-se apropriado, uma vez que o mesmo considera a riqueza de espécies independente do tamanho da amostragem, já que o número de espécies (S) é dependente do tamanho da amostragem e tempo gasto na captura. O índice de Margalef é dado por: $R_{mf} = S - 1 / \ln(n)$, onde, S é o número de espécies e n é o número de exemplares.

4.3.1.2 Índice de diversidade de Shannon-Weaner (1949)

O índice de Shannon-Weaner (H') é amplamente utilizado em ecologia. Este fato é importante para fins comparativos, como quando deseja-se comparar a diversidade de uma taxocenose entre dois ecossistemas, ou mesmo comparar estações de amostragens diferentes dentro do mesmo ecossistema. Assim, o índice de diversidade de Shannon-Weaner representa uma ferramenta universal e importante na avaliação da integridade de comunidades ecológicas. O índice de Shannon-Weaner atribui mais peso às espécies dominantes, de modo que índices baixos, contrastando com riqueza alta ou relativamente alta, podem refletir alta dominância de uma ou umas poucas espécies em uma dada comunidade. O índice de Shannon-Weaner é dado por: $H' = -\sum p_i \ln p_i$, onde p_i é a proporção de indivíduos ou biomassa em relação ao total de amostras, para a i -ésima espécie.

4.3.1.3 Equitabilidade (Pielou, 1975)

A equitabilidade ou uniformidade de Pielou (J') reflete o número de espécies e abundância de cada uma delas na comunidade estudada. Quanto mais nivelado for o número de indivíduos por espécies, maior será a uniformidade. A equitabilidade é calculada por: $J' = H' / \ln (S)$, onde, H' é a diversidade relativa máxima e S é o número de espécies

4.3.1.4 Índice de dominância de Simpson (Margalef, 1977)

O índice de dominância de Simpson reflete a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso na comunidade pertencerem à mesma espécie. Varia de 0 a 1 e quanto mais alto for seu valor, maior a probabilidade de que os indivíduos escolhidos sejam da mesma espécie, refletindo assim a diversidade, de modo que quanto maior o índice de dominância, menor a diversidade. Esse índice é calculado como: $D = \sum p_i^2$, onde p_i é a proporção de indivíduos ou biomassa em relação ao total de amostras, para a i -ésima espécie.

4.3.1.5 Constância (Dajoz, 1977)

A constância de Dajoz classifica as espécies de uma comunidade como constantes, acessórias ou acidentais. Essa classificação foi utilizada como base para as análises espaciais e temporais dos padrões de distribuição das espécies. A constância de Dajoz (C) é calculada como se segue: $C = P / N \times 100$; onde, P representa o número de coletas contendo uma dada espécie; N é o número total de coletas efetuadas.

Para: $C > 50\%$ as espécies são constantes; $25\% \leq C \leq 50\%$ espécies acessórias; e $C < 25\%$ espécies acidentais.

Para a caracterização dos padrões de distribuição espacial e temporal da abundância e biomassa relativas, só foram consideradas espécies com índice de constância igual ou superior a 25% (constantes e acessórias).

4.4 Índice de Importância Relativa (IIR) (Pinkas, 1971)

O IIR é um índice composto que minimiza possíveis influências para valores absolutos em análises separadas de Frequência de Ocorrência (FO), porcentagem numérica ou porcentagem de biomassa (Biggs e Perez, 1985), por integrar ambos em um único valor. Assim, foi possível inferir quais espécies tiveram maior importância relativa nos sítios amostrais, e inferir quais foram dominantes em cada sítio e no total de coletas. O IIR é calculado como se segue: $IIR = (\%N + \%BM) \%FO$, onde N é a Frequência numérica relativa de uma determinada espécie de peixe; FO é a Frequência de Ocorrência relativa de uma determinada espécie de peixe; e BM é a Biomassa Relativa dos indivíduos de uma determinada espécie de peixe.

4.5 Análise de agrupamento (cluster) e técnica de ordenação não métrica (MDS)

Para avaliar as variações espaciais e temporais na estrutura da comunidade de peixes, utilizou-se a Análise de Agrupamento (Cluster) e a técnica de ordenação MDS (não métrico) (Johnson e Wichern, 1992). Através desses métodos foi possível determinar a similaridade entre as estações

sazonais e entre os sítios amostrais utilizando-se para isto o índice de similaridade de Bray Curtis. A qualidade do MDS foi determinada através do valor do *stress*, valores menores refletem a uma melhor qualidade da representação gráfica (Clarke e Warwick, 1994). O propósito das representações gráficas da distribuição das espécies nas dimensões espaciais e temporais é extrair informações sobre os padrões das abundâncias relativas das espécies, sem reduzir essa informação a uma estatística mais sumária, como os índices ecológicos (Clarke e Warwick, 1994). Estas distribuições podem extrair características universais da estrutura da comunidade, que não são função de um taxa específico, e, portanto podendo assim serem relacionadas a diferentes níveis de estresse biológico (Clarke e Warwick, 1994).

4.6 Curvas de abundância e biomassa (ABC)

As curvas comparativas de abundância e biomassa permitem a verificação do nível de desequilíbrio na estrutura de uma comunidade, refletindo condições ambientais estressantes, a partir da análise gráfica da distribuição ordenada das espécies (rank) e dos percentuais cumulativos de abundância e biomassa. (ABC).

A plotagem das duas curvas (abundância e biomassa) inter-relacionadas é utilizada para se fazer inferências sobre o grau de perturbação ou alteração ambiental sobre as comunidades avaliadas. Comunidades não perturbadas são caracterizadas por espécies com grande tamanho corporal e vida longa (K-estrategistas). Essas espécies não são geralmente numericamente dominantes, mas espera-se que sejam dominantes em termos de biomassa.

Desse modo, para ambientes equilibrados espera-se que as curvas de abundância e biomassa não se sobreponham, de forma que a curva da biomassa mantenha-se acima da curva de abundância em toda a extensão do gráfico. Em ambientes perturbados, por outro lado, as curvas de abundância podem sobrepor-se em vários níveis às de biomassa. Quanto mais a curva de abundância se sobrepõe à de biomassa, mais desestabilizada está a comunidade avaliada. O grau de sobreposição é medida pela estatística *W*. Valores positivos de *W* indicam uma boa qualidade ambiental, e que os

padrões das curvas encontram-se dentro do esperado para comunidades estabilizadas. Por outro lado, valores negativos indicam perturbação ambiental, de forma que quanto menor o valor de W , maior o grau de estresse ambiental (Clarke e Warwick ,1994).

4.7 Análise estatística

As variações físico-químicas dos fatores abióticos, e os padrões temporais e espaciais da taxocenose íctica, foram testados através da Análise de Variância (ANOVA). Sempre que a hipótese nula era rejeitada, o teste *a posteriori* de Tukey foi aplicado para identificar que médias diferiram significativamente ($p < 0,05$). As variações sazonais nos parâmetros físico-químicos e da estrutura da comunidade considerando-se cada sítio amostral individualmente, foram testadas através do teste *t-student*.

5. Resultados

5.1 Fatores abióticos

5.1.1 Salinidade

Considerando-se todo o período de estudo, a salinidade variou de 0,1 a 19,5. O maior e menor valor médio da salinidade, obtido a partir dos valores absolutos de cada sítio amostral, foi observado em julho/08 (11,8) e janeiro/09 (2,03), respectivamente.

Quando aos sítios amostrais foram analisados separadamente, foi possível observar que os valores de salinidade no sítio 1, mantiveram-se acima dos valores dos sítios 2 e 3 em todos os meses de amostragem. Os valores de salinidade do sítio 2, mantiveram-se em quase todos os meses acima dos valores do sítio 3, com exceção do mês de janeiro, onde os valores observados para ambas os sítios amostrais foram aproximadamente os mesmos (Figura 2).

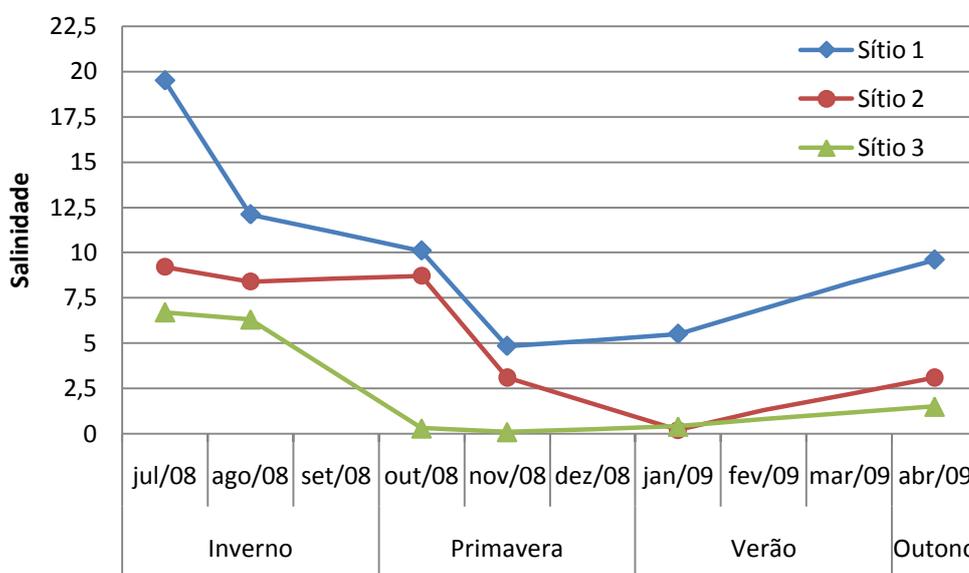


Figura 2: Variação sazonal da salinidade nos sítios amostrados para o período de julho/08 a abril/09.

Segundo o teste estatístico ANOVA, houve diferença significativa entre os sítios amostrados ($p = 0,019$). Testes *a posteriori* (Tukey), mostraram diferenças significativas entre os sítios 1 e 3 ($p = 0,015$). Por outro lado, entre os sítios 1 e 2, e entre os sítios 2 e 3, não foi observado diferenças estatísticas significativas ($p > 0,05$).

Analisando-se variações sazonais na salinidade, foram observadas diferenças, segundo o teste *t*, significativas no sítio 1 e no sítio 2 ($p < 0,05$). Já para o sítio 3 não foi encontrada diferenças sazonais significativas para a salinidade ($p > 0,05$).

5.1.2 Condutividade

O maior valor de condutividade elétrica mensurada no período total estudado, foi de 30,47 mS , e o menor foi de 0,292 mS e a condutividade elétrica média dos valores totais coletado foi de 9,38 mS. O maior valor médio de condutividade elétrica, extraído da média dos valores absolutos dos sítios amostrais, foi observado em agosto/08 (19,15 mS), e o menor em novembro/08 (4,61 mS).

A condutividade foi maior no sítio 1 em relação aos demais, e no sítio 2 em relação ao sítio 3 em todos os meses de coleta (Figura 3).

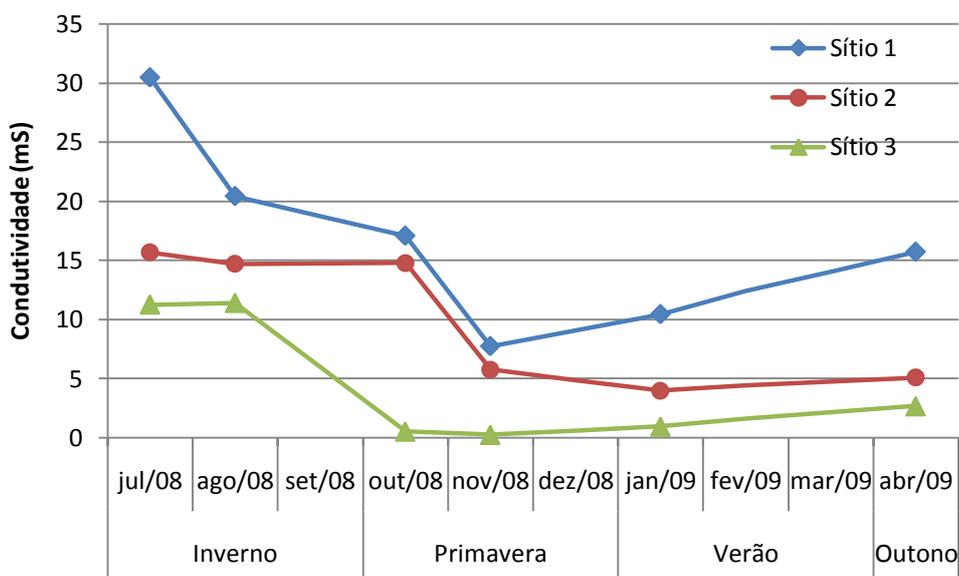


Figura 3: Variação sazonal da condutividade elétrica nos sítios amostrados para o período de julho/08 a abril/09.

De modo similar à salinidade, houve diferença significativa para a condutividade entre os sítios amostrais (ANOVA; $p = 0,015$). As diferenças entre a média dos valores da condutividade totais dos sítios amostrais, só foram consideradas significativas entre os sítios 1 e 3 (Tukey; $p = 0,012$). Diferenças sazonais na condutividade foram observadas no sítio 1 e no sítio 2

(teste t , $p < 0,05$). No sítio 3, assim como ocorreu para a salinidade, não foram encontradas diferenças sazonais significativas (teste t , $p > 0,05$), sendo este sítio o mais homogêneo em relação a variação sazonal na salinidade e condutividade no período estudado.

5.1.3 Temperatura

No período estudado, o maior valor de temperatura da água coletado foi de 28,7 °C e o menor foi de 23,3 °C. A média da temperatura da água considerando-se total todo o período de estudo foi de 26,2 °C. O maior valor médio mensal de temperatura da água, obtido pela média dos valores totais de cada sítio, foi em janeiro/09 (28,1 °C), e o menor foi em julho/08. (23,3 °C).

Não houve diferença significativa entre os sítios amostrais (ANOVA; $p > 0,05$). Por outro lado, encontraram-se diferenças sazonais para todos os sítios amostrais (teste t , $p < 0,05$) (Figura 4).

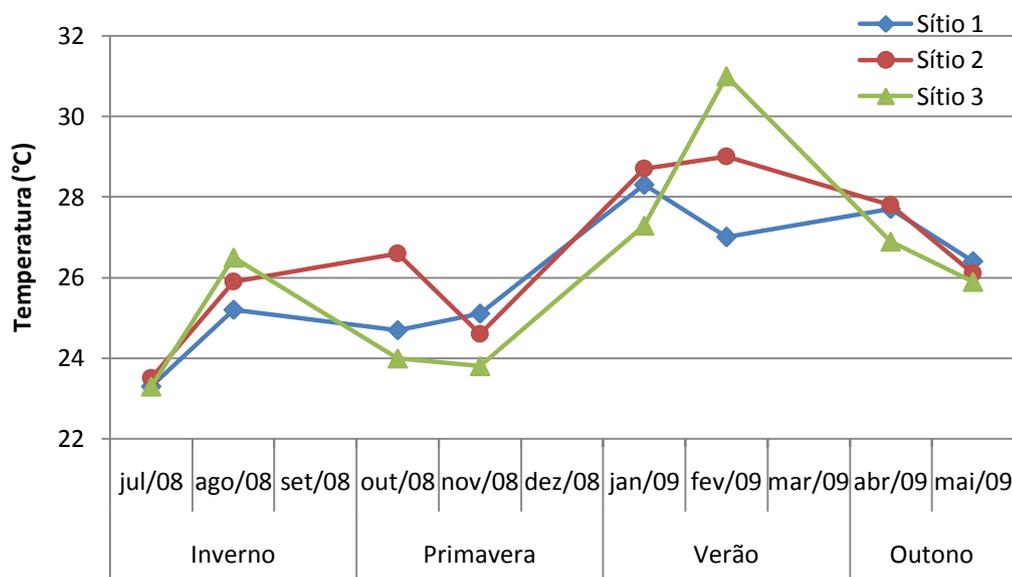


Figura 4: Variação sazonal da temperatura da água nos sítios amostrados para o período de julho/08 a abril/09.

5.2 Estrutura da Comunidade

5.2.1 Composição qualitativa e quantitativa

Durante as coletas, foi capturado um total de 5452 exemplares, e 209829,9 g de biomassa, distribuídos em 33 espécies, 23 famílias e oito ordens. Dentre as espécies capturadas, aproximadamente 64% (21 espécies) foram marinhas, e aproximadamente 36% (12 espécies) corresponderam a espécies dulcícolas (Tabela II).

Do total de espécies capturadas, sete foram consideradas constantes ($C \geq 50\%$), 10 foram consideradas acessórias ($25\% \leq C < 50\%$) e 16 acidentais ($C < 25\%$) (Tabela II).

Dentre as 21 espécies marinhas, quatro foram consideradas constantes nas amostras, cinco espécies foram acessórias e 12 acidentais. Em relação às 12 espécies de água doce encontradas, três foram constantes, cinco acessórias e quatro acidentais.

Considerando-se todo o período de estudo e área total amostrada, o índice de diversidade de Shannon-Weaner (H') calculado foi de 1,5, o índice de riqueza de Margalef foi de 3,7. A equitabilidade de Pielou foi representada pelo valor 0,44 e o índice de dominância (D) foi de 0,44.

Tabela II: Ordem, família, espécie, hábitat, e código (abreviação do nome científico das espécies e números utilizados para representar as espécies nas análises de cluster e MDS) das espécies de peixes capturados na Lagoa de Iquipari no período de julho/08 a maio/09.

Ordem	Família	Espécie	Hábitat	Código
Atheriniforme	Atherinidae	<i>Xenomelaniris brasiliensis</i>	M	<i>Xen bra</i> (11)
Beloniforme	Belonidae	<i>Strongylura timuco</i>	M	<i>Str tim</i> (6)
Characiforme	Curimatidae	<i>Cyphocharax gilbert</i>	D	<i>Cyp gil</i> (8)
	Erythrinidae	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	D	<i>Hop uni</i> (14)
		<i>Hoplias malabaricus</i>	D	<i>Hop mal</i> (18)
	Characidae	<i>Oligosarcus hepsetus</i>	D	<i>Oli hep</i> (30)
<i>Astyanax sp.</i>		D	<i>Asty sp.</i> (33)	
Clupeiforme	Engraulidae	<i>Cetengraulis edentulus</i>	M	<i>Cet ede</i> (7)
Clupeiforme	Engraulidae	<i>Pomatomus saltator</i>	M	<i>Pom sal</i> (32)
Elopiforme	Elopidae	<i>Elops saurus</i>	M	<i>Elo sal</i> (1)
Perciforme	Carangidae	<i>Trachinotus falcatus</i>	M	<i>Tra fal</i> (3)
		<i>Selene spixii</i>	M	<i>Sel spi</i> (12)
		<i>Caranx latus</i>	M	<i>Car lat</i> (28)
		<i>Caranx crissus</i>	M	<i>Car cri</i> (29)
	Haemulidae	<i>Orthopristis ruber</i>	M	<i>Ort rub</i> (13)
	Mugilidae	<i>Mugil liza</i>	M	<i>Mug liz</i> (15)
		<i>Mugil curema</i>	M	<i>Mug cur</i> (16)
	Sciaenidae	<i>Menticirrhus americanus</i>	M	<i>Men ame</i> (17)
	Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i>	D	<i>Geo bra</i> (19)
		<i>Tilapia rendalli</i>	D	<i>Til ren</i> (4)
		<i>Cichlassoma facetum</i>	D	<i>Cic fac</i> (25)
	Gerreidae	<i>Eugerres melanopterus</i>	M	<i>Eug mel</i> (21)
		<i>Diapterus olisthostomus</i>	M	<i>Dia oli</i> (22)
	Sciaenidae	<i>Micropogonias furnieri</i>	M	<i>Mic fur</i> (24)
	Polynemidae	<i>Polydactylus oligodon</i>	M	<i>Pol oli</i> (31)
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i>	M	<i>Cen par</i> (26)	
Pleuronectiforme	Achiridae	<i>Trinectes paulistanus</i>	M	<i>Tri pau</i> (2)
	Bothidae	<i>Syacium micrurum</i>	M	<i>Sya mic</i> (9)
Siluriforme	Callichthyidae	<i>Hoplosternum litoralle</i>	D	<i>Hop lit</i> (5)
	Pimelodidae	<i>Rhamdia quelen</i>	D	<i>Rha que</i> (10)
	Ariidae	<i>Genidens genidens</i>	M	<i>Gen gen</i> (20)
	Auchenipteridae	<i>Parauchenipterus striatulus</i>	D	<i>Par str</i> (23)
	Loricariidae	<i>Loricariichthys castaneus</i>	D	<i>Lor cas</i> (27)

M=marinho, D=dulcícola.

As espécies marinhas foram representadas por 4750 (87%) exemplares e 159100,5g (76%), enquanto as espécies dulcícolas contribuíram com 702 (13%) indivíduos e 50729,4g (24%).

A ordem mais representativa foi a Perciforme, com nove famílias e 16 espécies, dentre marinhas e dulcícolas, contribuindo com aproximadamente 48,5% do total de espécies capturadas. As ordens Characiforme e Siluriforme, contribuíram com três e cinco famílias, respectivamente, e cinco espécies (aproximadamente 15%) cada uma. As seis famílias e sete espécies restantes, dividiram-se entre as demais ordens.

As famílias mais representativas em relação ao número de espécies, foi Carangidae, com quatro espécies (cerca de 12%) e Cichlidae com três espécies (cerca de 9%). As demais famílias contribuíram com uma ou duas espécies cada uma.

A ordem mais representativa em termos de número e biomassa de indivíduos foi Clupeiforme, com aproximadamente 66% e 41%, respectivamente, do total de indivíduos capturados, seguidos pela ordem Perciforme com 19% para o número de indivíduos e 30% para biomassa, e a ordem Siluriforme, com cerca de 10% do total de exemplares e 29% da biomassa total. A ordem que segue é a Characiforme, com 4% do número total de exemplares e 6% da biomassa.

A família que mais contribuiu para o total de indivíduos e biomassa foi Engraulidae, com 66% e 41% dos totais, respectivamente, seguida pelas famílias Loricariidae com 6% e 14% do número total de indivíduos, e 7% da biomassa, e Gerreidae com 6% do número de indivíduos e biomassa, respectivamente. Mugilidae contribuiu com 4% do número de indivíduos e 7% da biomassa, seguida por Scianidae, com 3% e 7%, de número de indivíduos e biomassa, respectivamente.

Dentre as espécies capturadas, *C. edentulus* contribuiu com 65% (3568 exemplares) do total de indivíduos capturados. A mesma espécie representou 41% (87013,4 g) da biomassa total. *Loricariichthys castaneus* vem em seguida com apenas 6,4% (349) do número total de indivíduos e 14 % (28350,75 g) da biomassa total, e *Diapterus olisthostomus*, com cerca de 6% (310 exemplares) e 7% (14650,38 g) da biomassa total, respectivamente, seguidas por *Mugil*

curema com 4% do número de indivíduos e 7% da biomassa e *Geophagus brasiliensis*, com 3% do total de indivíduos e 7% de biomassa (Figuras 5 e 6).

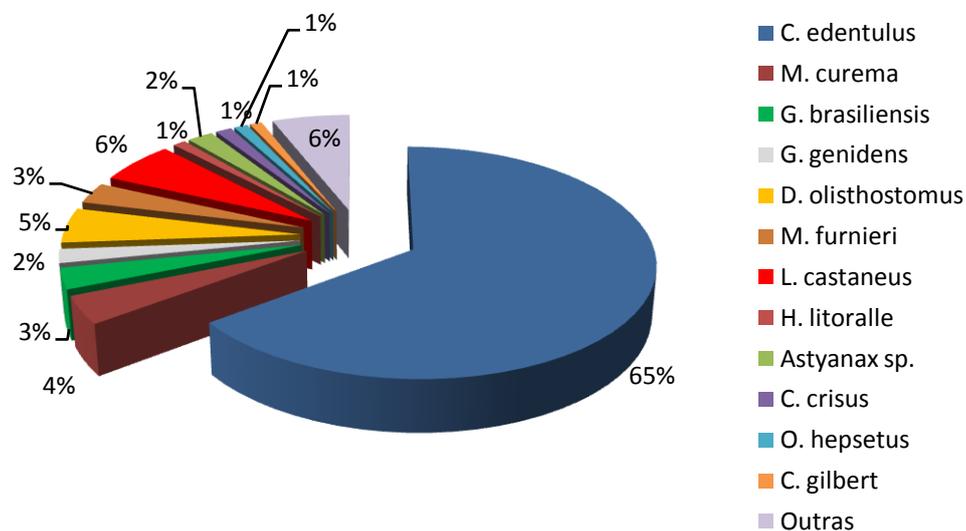


Figura 5: Percentual do número de indivíduos das espécies mais representativas capturadas na Lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.

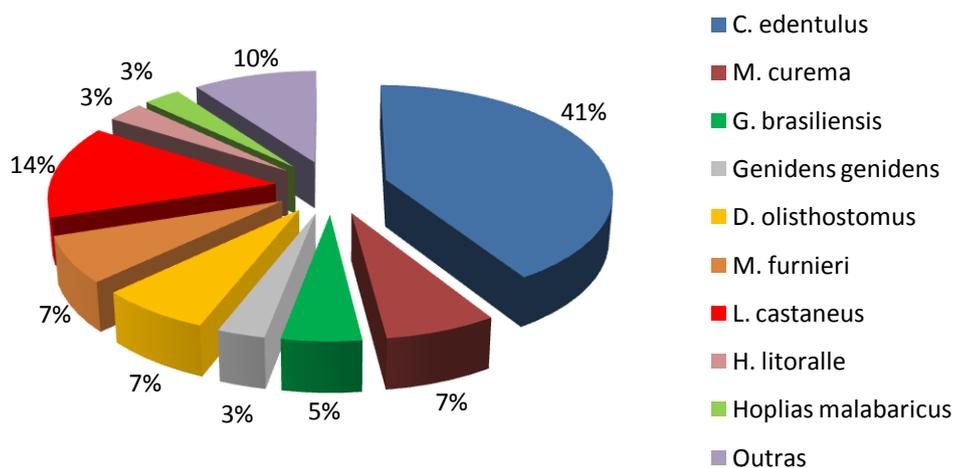


Figura 6: Percentual da biomassa total das espécies mais representativas capturadas na Lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.

5.2.2 A dimensão espacial

5.2.2.1 Abundância, biomassa e índices ecológicos

Dentre os 5452 indivíduos capturados, 1881 (35%) foram coletados no sítio 1, sendo a média em torno de 235 exemplares. Do total, 2558 (45%) foram coletados no sítio 2, com número médio de indivíduos em torno de 329, sendo naquele sítio coletado o maior número de exemplares. E no sítio 3 foram capturados 1013 (20%), e o número médio de indivíduos girou em torno de 127, representando esse sítio, o menor número de exemplares capturados dentre os três sítios amostrais. Observou-se uma diferença estatística entre os sítios amostrais, em relação ao número de indivíduos. No entanto, só entre os sítios 2 e 3 ($p = 0,032$). Quanto a biomassa total (209829,9 g), o sítio 1 contribuiu com 73858,24g (35%), com média de 9232g; o sítio 2 com 85089,08g (41%) e média em torno de 10633g, sendo naquele sítio amostral também a maior captura em biomassa; e o sítio 3 com 50882,59g (24%) e média em torno de 6360g, sendo o sítio menos representativo em biomassa. Contudo, não houve diferença significativa entre os sítios ($p > 0,05$).

Em relação aos índices descritivos da comunidade, o índice de riqueza de Margalef médio, indicou praticamente os mesmos valores para os 3 sítios, refletindo o número de espécies bem próximo para os 3 sítios de amostragem. A equitabilidade de Pielou média foi maior no sítio 3 (0,624), onde o índice de dominância médio foi menor (0,46). Também para o índice de diversidade de Shannon-Weaner (H'), foi observado o maior valor médio no sítio 3 (1,32). Contudo, não houve diferença estatística em nenhum dos casos ($p > 0,05$) (Figura 7).

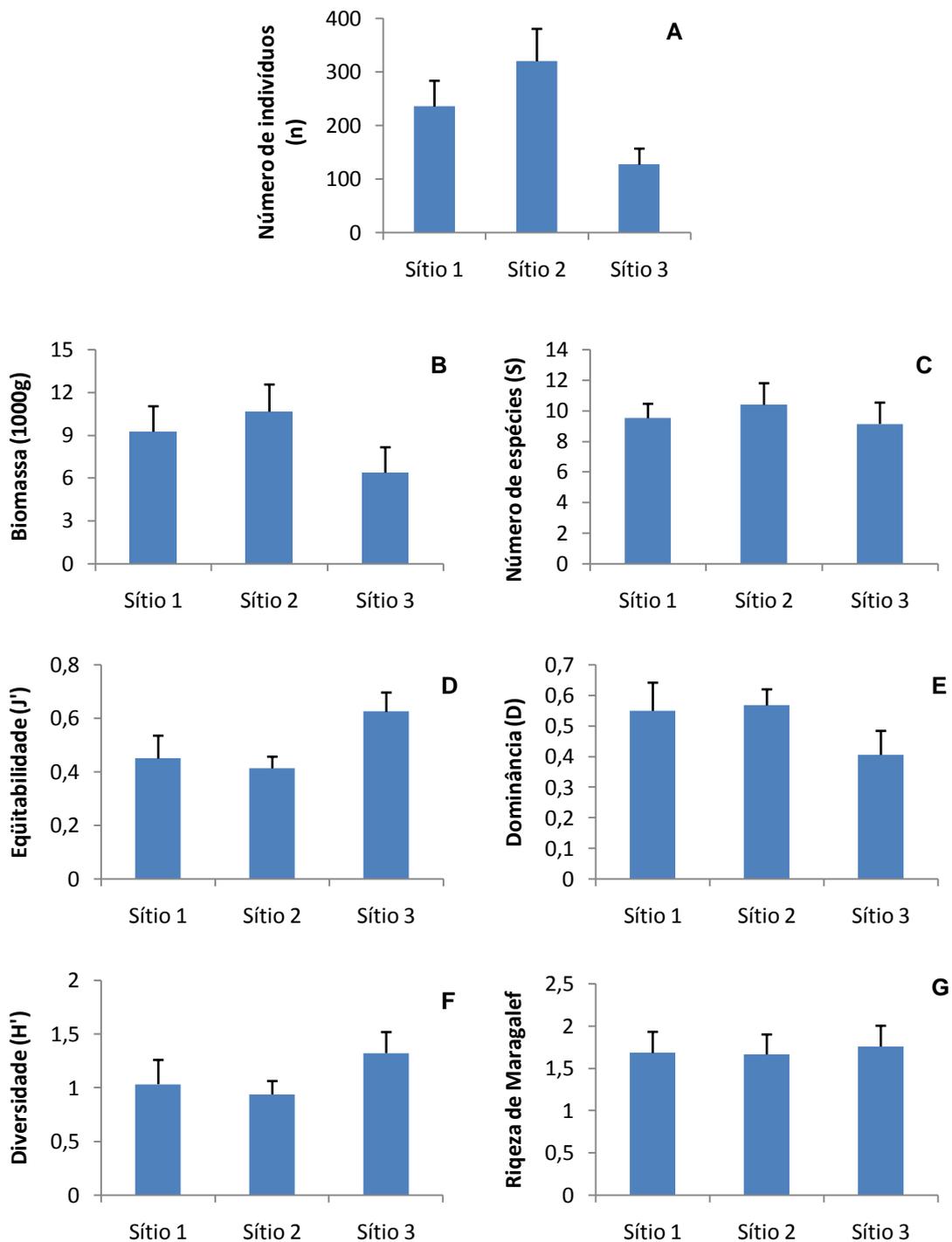


Figura 7: Média e erro padrão do número de indivíduos (A), da biomassa (B), do número de espécies (C), da equitabilidade de Pielou (D), do índice de dominância (E), do índice de diversidade de Shannon-Weaner (F) e do índice de riqueza de Margalef (G) para os sítios 1, 2 e 3 de coleta, na Lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.

5.2.2.2 A distribuição espacial baseada na ocorrência das espécies

A análise de agrupamento baseando-se na presença/ausência das espécies totais nos três sítios amostrados, separou seis grupos. O grupo 1 é formado pelas espécies que só ocorreram no sítio 3, o grupo 2 é representado pelas espécies que só ocorreram no sítio 1, o grupo 3 é o grupo que engloba um maior número de espécies, que são aquelas que ocorreram nos três sítios amostrados; o grupo 4 é formado por espécies que só apareceram nos sítios 2 e 3; o grupo 5 pelas espécies que ocorreram nos sítios 1 e 2; e finalmente o grupo 6 é descrito pelas espécies que foram capturadas somente no sítio 2. Nota-se que apenas *Hoplerythrinus unitaeniatus* foi capturada nos sítios 1 e 3 (Figura 8).

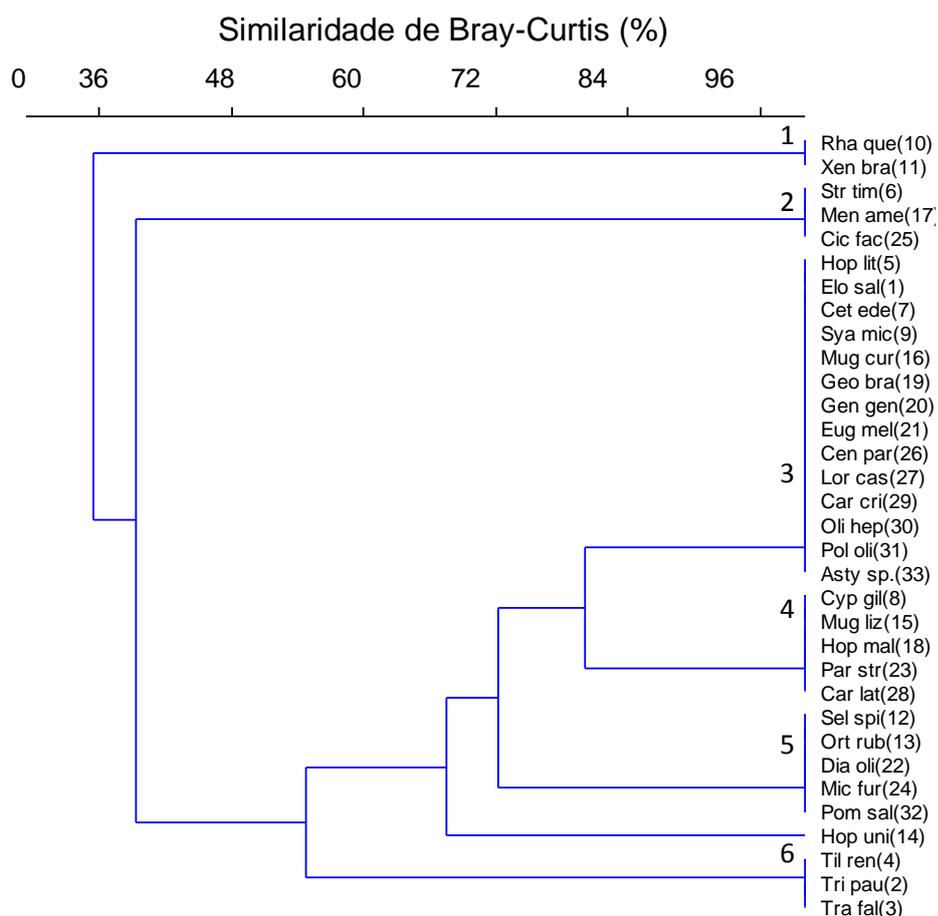


Figura 8: Dendrograma baseado na presença/ausência das espécies (vide Tabela II) nos sítios amostrais no período de julho/08 a maio/09.

5.2.2.3 Constância de Dajoz e o índice de Importância Relativa (IIR)

Para o sítio 1, nove espécies foram consideradas constantes ($C \geq 50\%$), três espécies consideradas acessórias ($25\% \leq C < 50\%$) e 11 acidentais ($C < 25\%$). No sítio 2, 11 espécies foram constantes, cinco acessórias e 11 acidentais. E finalmente no sítio 3, nove espécies foram constantes, oito acessórias e seis acidentais (Tabela III).

Considerando-se a captura total, o índice de importância relativa (IIR), revelou *C. edentulus* como a espécie dominante na Lagoa de Iquipari, sendo os valores do IIR para esta espécie de 9800,30, e muito superiores àqueles encontrados para as demais espécies. Em relação à dimensão espacial, apenas no sítio 3 *C. edentulus* não foi dominante, sendo o valor do IIR mais elevado observado para a espécie *L. castaneus* (IIR = 5936,02). Contudo, o IIR mostrou que *C. edentulus* vem logo em seguida em importância relativa naquele sítio (IIR = 3141,35) (Tabela III).

Tabela III: Constância de Dajoz e Índice de Importância Relativa (IIR) por espécies para cada sítio amostral (1, 2 e 3) e para o total de amostras. Espécies constantes, $C \geq 50\%$, espécies acessórias, $25\% \leq C < 50\%$ e espécies acidentais $< 25\%$.

Espécies	Constância				IIR			
	1	2	3	Total	1	2	3	Total
<i>E. saurus</i>	75%	2%	2%	33%	481,90	6,56	8,90	87,80
<i>T. paulistanus</i>	-	-	2%	4%	0,00	0,96	0,00	0,14
<i>T. falcatus</i>	-	-	2%	4%	0,00	1,80	0,00	0,25
<i>T. rendalli</i>	-	-	2%	4%	0,00	3,49	0,00	0,48
<i>H. litoralle</i>	13%	8%	2%	29%	9,22	3,10	1176,79	133,55
<i>S. timuco</i>	13%	-	-	4%	3,60	0,00	0,00	0,42
<i>C. edentulus</i>	100%	9%	13%	92%	12763,59	12242,3	3141,35	9800,30
<i>C. gilbert</i>	-	8%	3%	29%	0,00	5,57	563,95	58,84
<i>S. micrurum</i>	50%	3%	6%	42%	31,76	33,93	13,85	26,17
<i>R. quelen</i>	-	5%	-	13%	0,00	0,00	42,30	3,21
<i>X. brasiliensis</i>	-	2%	-	4%	0,00	0,00	1,63	0,11
<i>S. spixii</i>	13%	-	2%	8%	2,30	2,35	0,00	1,24
<i>O. ruber</i>	13%	-	2%	8%	2,53	4,63	0,00	1,90
<i>H. unitaeniatus</i>	13%	3%	-	13%	4,86	0,00	28,81	5,06
<i>M. liza</i>	-	2%	3%	13%	0,00	16,74	18,61	7,90
<i>M. curema</i>	100%	3%	9%	67%	1659,01	821,45	62,05	735,79
<i>M. americanus</i>	13%	-	-	4%	1,50	0,00	0,00	0,17
<i>H. malabaricus</i>	-	9%	6%	42%	0,00	198,91	546,22	137,98
<i>G. brasiliensis</i>	75%	13%	11%	88%	69,08	720,02	1904,44	696,86
<i>G. genidens</i>	88%	5%	9%	67%	310,99	572,04	55,58	322,86
<i>E. melanopterus</i>	13%	2%	2%	13%	12,33	11,54	1,86	9,75
<i>D. olisthostomus</i>	75%	-	8%	46%	1514,49	811,65	0,00	580,62
<i>P. striatulus</i>	-	6%	3%	25%	0,00	4,95	118,88	14,45
<i>M. furnieri</i>	63%	-	8%	42%	965,04	663,52	0,00	412,99
<i>C. facetum</i>	13%	-	-	4%	1,64	0,00	0,00	0,19
<i>C. parallelus</i>	13%	3%	5%	25%	11,12	30,98	13,22	19,29
<i>L. castaneus</i>	13%	11%	5%	46%	3,54	424,76	5936,02	912,66
<i>C. latus</i>	-	3%	2%	13%	0,00	8,40	114,31	16,31
<i>C. crisis</i>	75%	2%	8%	50%	186,34	176,56	23,96	123,50
<i>O. hepsetus</i>	38%	8%	6%	50%	24,66	80,73	384,73	111,70
<i>P. oligodon</i>	13%	2%	2%	13%	2,86	6,67	4,29	4,79
<i>P. saltator</i>	38%	-	2%	17%	12,08	0,98	0,00	2,47
<i>Astyanax sp.</i>	38%	8%	9%	58%	26,30	59,11	682,71	164,32

5.2.2.4 A distribuição espacial baseada na abundância relativa das espécies constantes e acessórias

As espécies constantes e acessórias, formaram dois grandes grupos ao nível de 52% de similaridade nas análises de cluster e MDS baseadas na distribuição numérica percentual de cada espécie nos sítios de amostragens. O grupo 1 correspondeu as espécies marinhas e o grupo 2 às espécies de água doce. Ao nível de 82% de similaridade formaram-se quatro grupos. O grupo 3 correspondente às espécies que se distribuíram principalmente entre os sítios 1 e 2, no entanto ocorreram em quantidades significantes no sítio 3. O grupo 4 constitui espécies que não ocorreram ou mostraram valores irrisórios de abundância relativa no sítio 3, e se distribuíram de forma equivalente entre os sítios 2 e 3. O grupo 5 foi formado pelas espécies que ocorreram quase exclusivamente no sítio 3, sendo os valores de ocorrência para as demais estações irrisórios, com exceção à *Loricariichthys castaneus*, que de sua abundância total, cerca de 22% foi no sítio 2. Espécies que ocorreram principalmente no sítio 3, mas seus valores de abundância no sítio 2 foram significantes, compuseram o grupo 6. Só *E. saurus* e *G. genidens* não agruparam ao nível de 82%. A primeira ocorreu de forma quase exclusiva no sítio 1, com baixos valores percentuais de abundância nos sítios 2 e 3, e a segunda ocorreu principalmente no sítio 2, com valores significativos no sítio 1 e valores baixos no sítio 3 (Figuras 9 e 10).

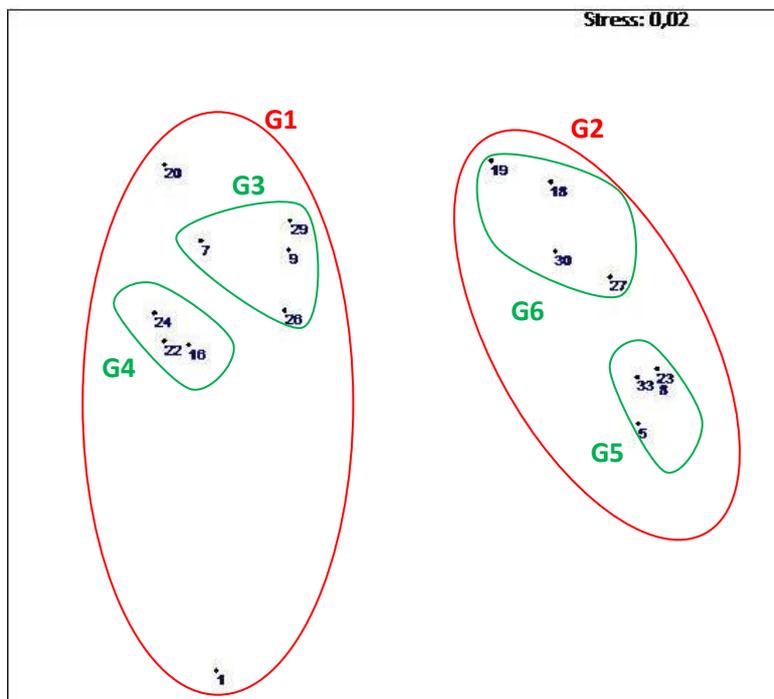
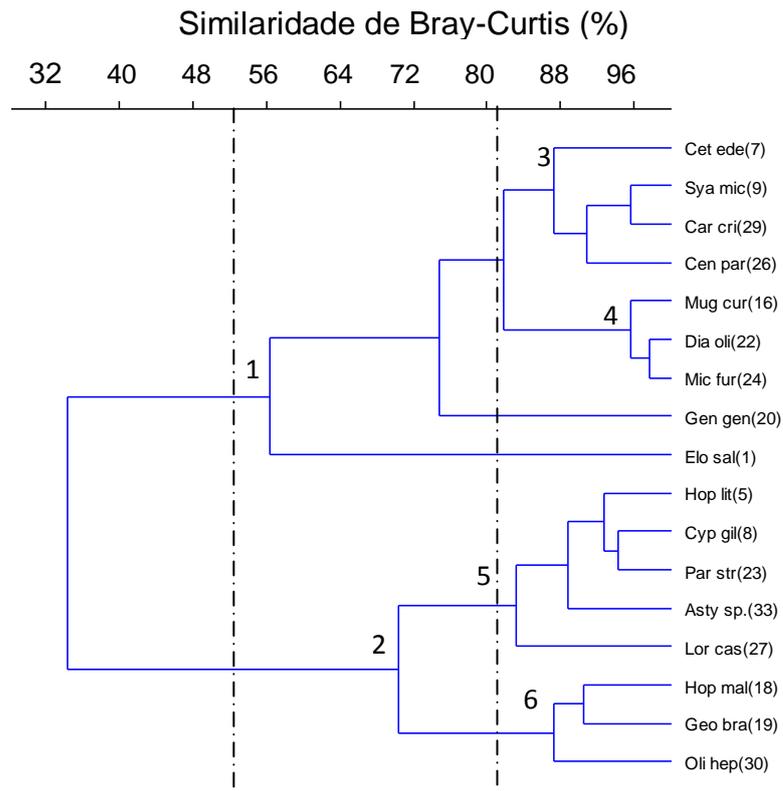


Figura 9: Dendrograma e ordenação pelo método MDS baseados no percentual do número de indivíduos das espécies constantes e acessórias nos sítios amostrais no período de julho/08 a maio/09. As espécies numeradas no gráfico estão identificadas no dendrograma e o código que representa cada uma pode ser encontrado na Tabela II.

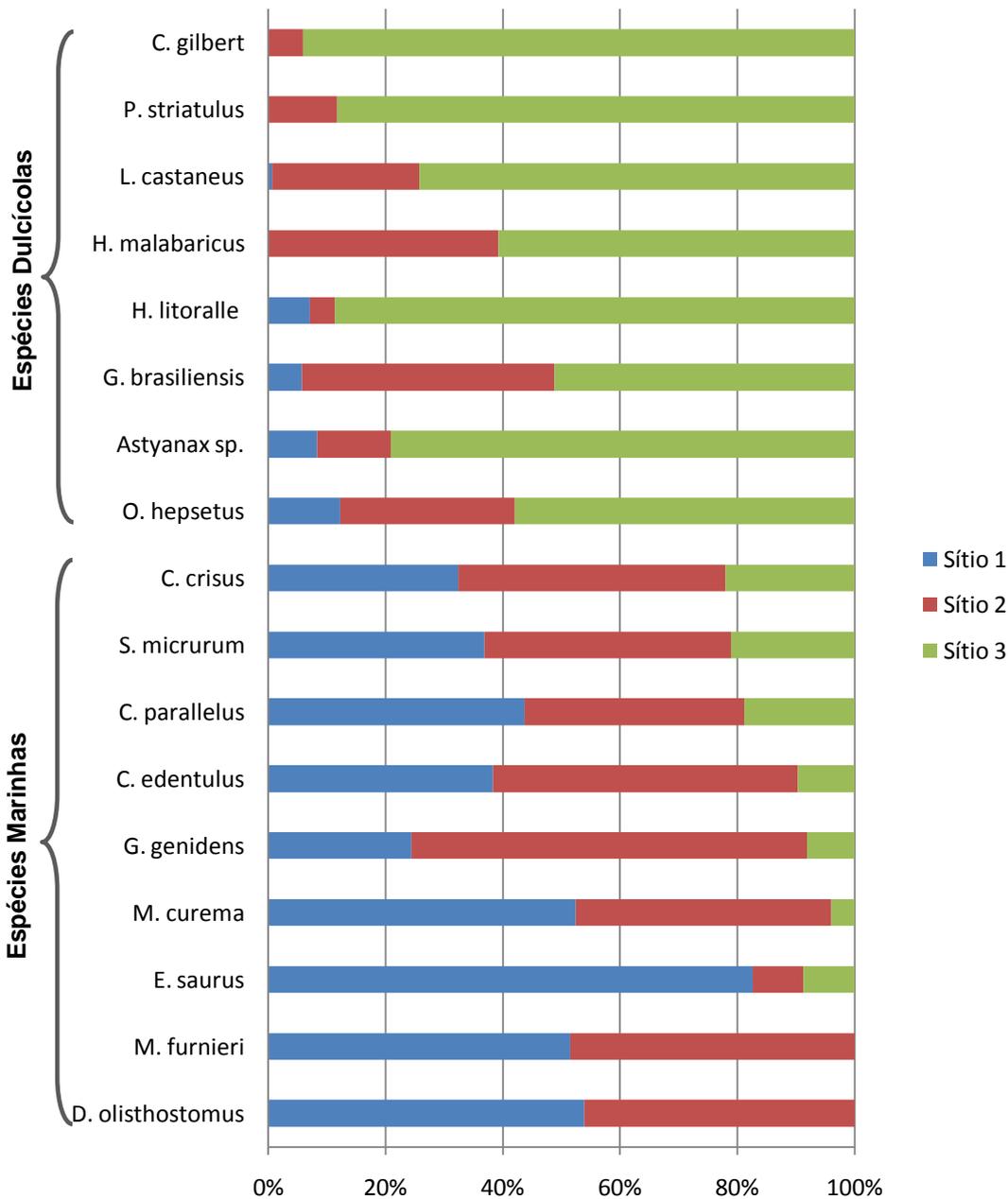


Figura 10: Distribuição das espécies constantes e acessórias nos sítios amostrais na Lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.

5.2.2.5 Contribuição específica por sítio amostral

As espécies mais representativas em termos de número de indivíduos no sítio 1, são: *C. edentulus* com 73% do total, seguida por *D. olisthostomus* (9%), *M. curema* (6%) e *M. furnieri* (5%). Em relação a biomassa, *C. edentulus* representou 55% do total, seguida por *M. curema* (10%) e *E. saurus* (5%) (Figuras 11 e 12).

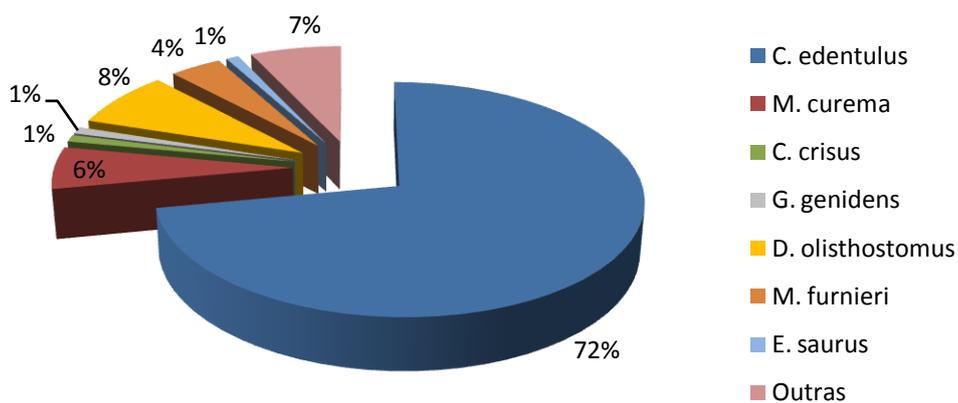


Figura 11: Percentual das espécies mais representativas em relação ao número de indivíduos no sítio amostral 1 no período de julho/08 a maio/09.

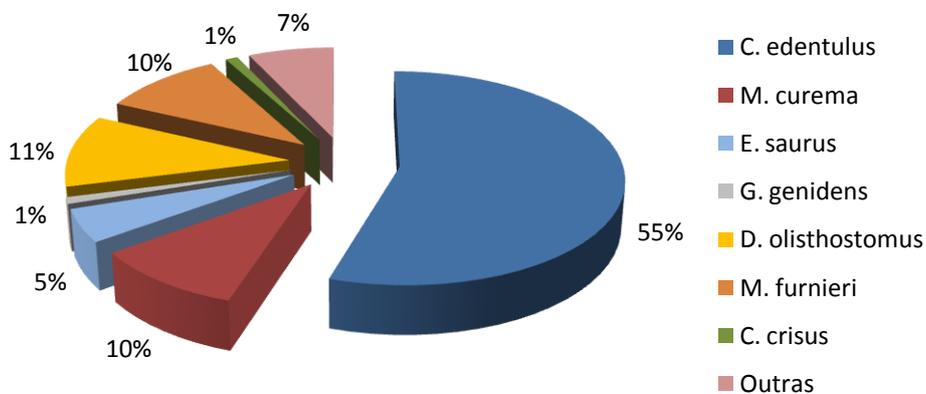


Figura 12: Biomassa relativa das espécies mais representativas no sítio amostral 1, no período de julho/08 a maio/09.

No sítio amostral 2 a espécie mais representativa em abundância, de forma similar ao sítio 1, foi *C. edentulus*, com 72% do total de espécimes coletados nesse sítio. Em seguida, vem *D. olisthostomus* com apenas 5% e *M. curema* com 3%. Em termos de biomassa, *C. edentulus* aparece novamente

com a maior contribuição (49%), seguida por *L. castaneus* (7%) e *M. curema*, *D. olisthostomus* e *M. furnieri* (7% cada uma) (Figuras 13 e 14).

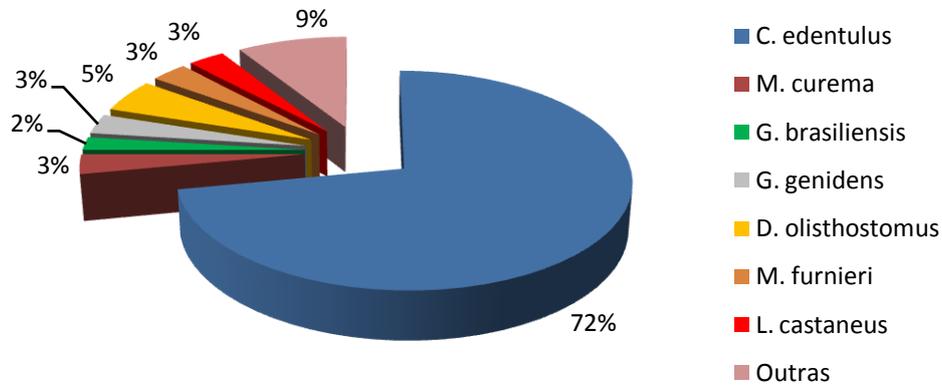


Figura 13: Percentual das espécies mais representativas em relação ao número de indivíduos no sítio amostral 2 no período de julho/08 a maio/09.

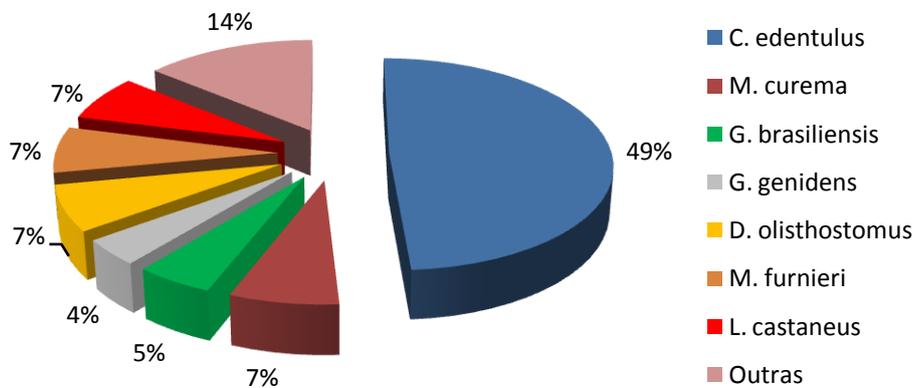


Figura 14: Biomassa relativa das espécies mais representativas no sítio amostral 2, no período de julho/08 a maio/09.

Para o sítio 3 a espécie mais abundante, também foi *C. edentulus*, mas com valores mais modestos (34%). *L. castaneus* aparece com a segunda espécie mais abundante (25%), seguida por *G. brasiliensis* (8%), *Astyanax sp.* (7%), *H. litoralle* (6%) e *C. gilbert* (4%). Em relação a biomassa relativa, *L.*

castaneus foi a espécie mais representativa (42%), seguida por *H. litoralle* (12%), *G. brasiliensis* (10%), *C. edentulus* (7%) e *H. malabaricus* (5%) (Figura 15 e 16).

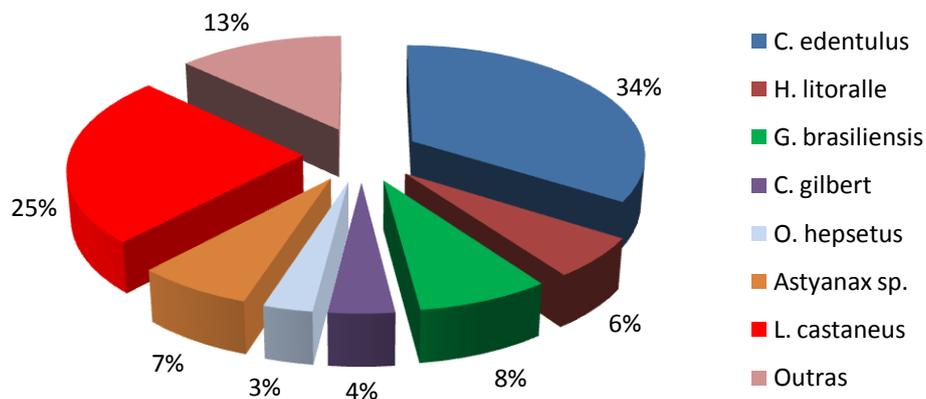


Figura 15: Percentual das espécies mais representativas em relação a número de indivíduos no sítio amostral 3 no período de julho/08 a maio/09.

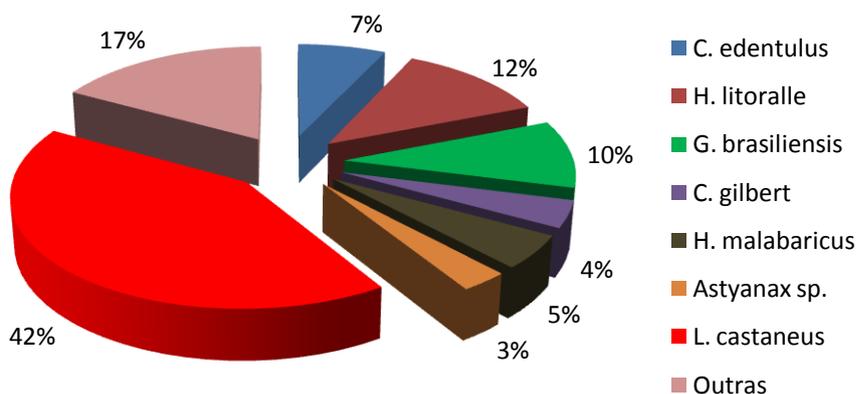


Figura 16: Biomassa relativa das espécies mais representativas no sítio amostral 3, no período de julho/08 a maio/09.

5.2.3 A dimensão temporal

5.2.3.1 Análise de agrupamento e ordenação

Análises no cluster e MDS baseadas na abundância de exemplares capturados em cada evento de coleta, e a distribuição do número total de indivíduos capturados nos sítios amostrais, formaram dois grupos ao nível de 55%. No primeiro grupo, encontram-se os meses de janeiro e abril, os quais foram os meses com os valores menos expressivos de abundância, de forma que juntos responderam por apenas 13% da abundância total. O grupo 2 formou-se a partir dos meses onde os números de captura foram os mais elevados, e também por meses de valores intermediários, de modo que ao nível de 80%, formaram-se os grupos (sub-grupos) 3 e 4. No grupo 3, encontram-se os meses de julho/08, agosto/08 e novembro/08. Esses meses foram os mais representativos em termos de abundância, e juntos somaram 52% do número total de indivíduos capturados no período de estudo. O grupo 4 foi representado por fevereiro/09 e maio/09, meses de valores de captura intermediários, representando a soma dos dois, 22% da abundância total. O mês de outubro não agrupou-se ao nível de 80% de similaridade, e respondeu por 14% da abundância total (Figura 17).

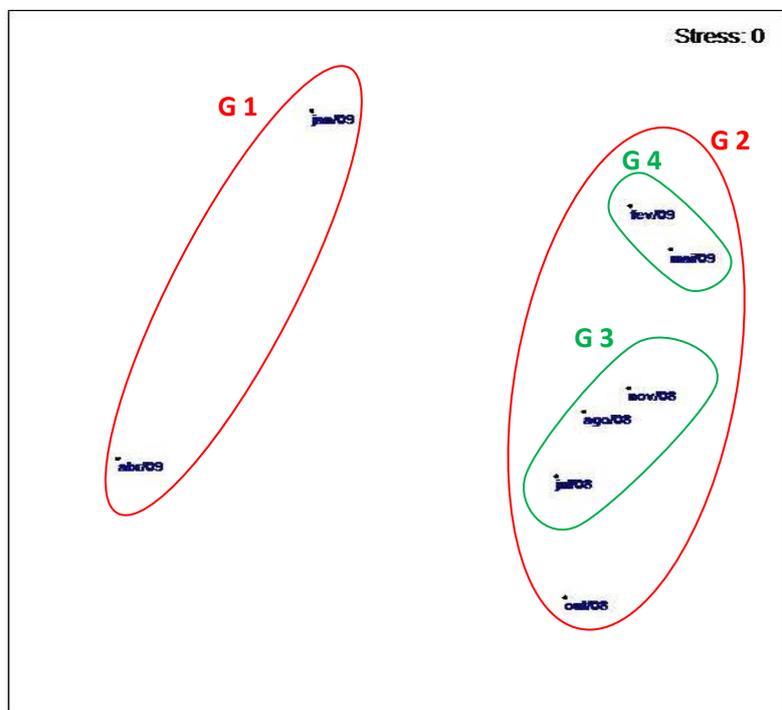
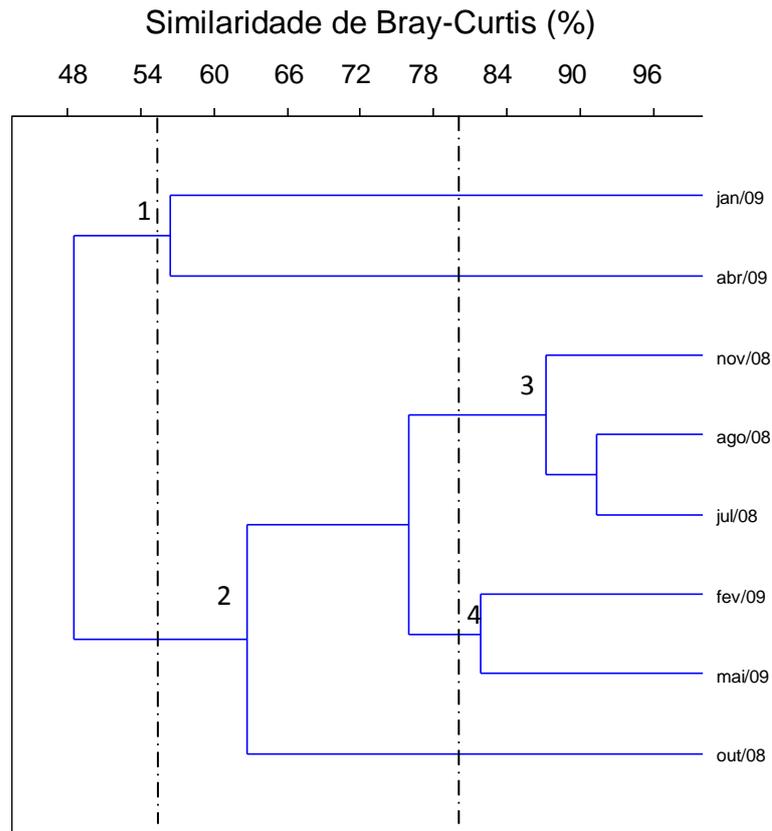


Figura 17: Dendrograma e ordenação pelo método MDS baseados no número de indivíduos capturados nos eventos de coleta mensais no período de julho/08 a maio/09, na Lagoa de Iquipari.

5.2.3.2 Distribuição sazonal do número de indivíduos e da biomassa

Considerando-se a distribuição do número médio de indivíduos e da biomassa média entre as estações do ano na área total estudada, no inverno observou-se os maiores valores médios em abundância e na primavera, os valores médios mais elevados de biomassa. Contudo, essas estações tiveram valores bem próximos tanto para abundância, como para biomassa. Para o verão e outono foram observados valores médios menos expressivos àqueles encontrados para inverno e primavera (Figura 18).

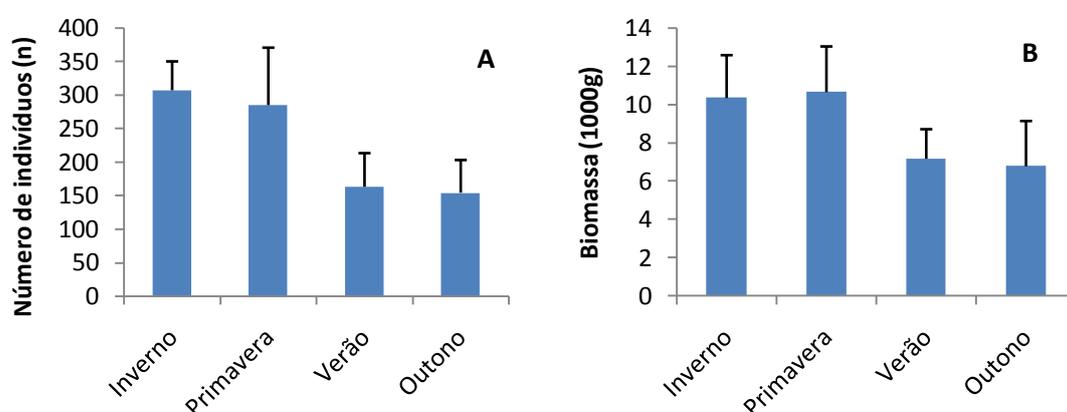


Figura 18: Média e erro padrão da abundância (A) e biomassa (B) nas estações do ano considerando-se a área total estudada na Lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.

Em relação a distribuição sazonal da abundância e biomassa entre os sítios amostrais, para o sítio 1, inverno, primavera e verão tiveram valores equivalentes para em abundância e biomassa. No outono foram observados os menores valores de abundância e biomassa para este sítio amostral. Para o sítio amostral 2 foram observados os valores mais expressivos de abundância na estação primavera e de biomassa no inverno. No mesmo sítio houve um declínio na abundância e biomassa no verão e no outono. Para o sítio 3 foi observada uma maior abundância no inverno e biomassa na primavera. No verão, para este sítio, foram encontrados os valores menos expressivos de abundância e biomassa (Figuras 19 e 20).

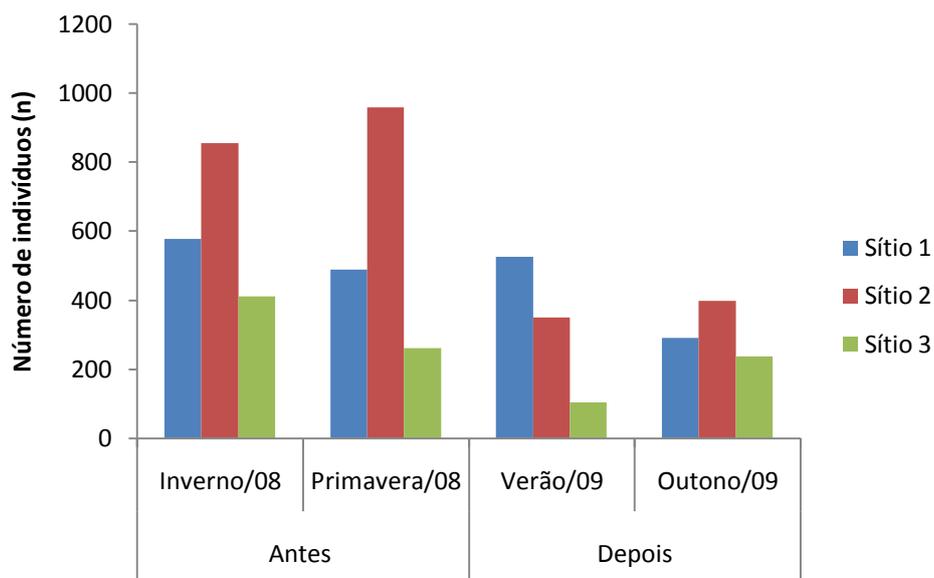


Figura 19: Distribuição sazonal do número de indivíduos nos sítios amostrais na Lagoa de Iquipari no período de julho/08 a maio/09, antes e depois da abertura da barra,

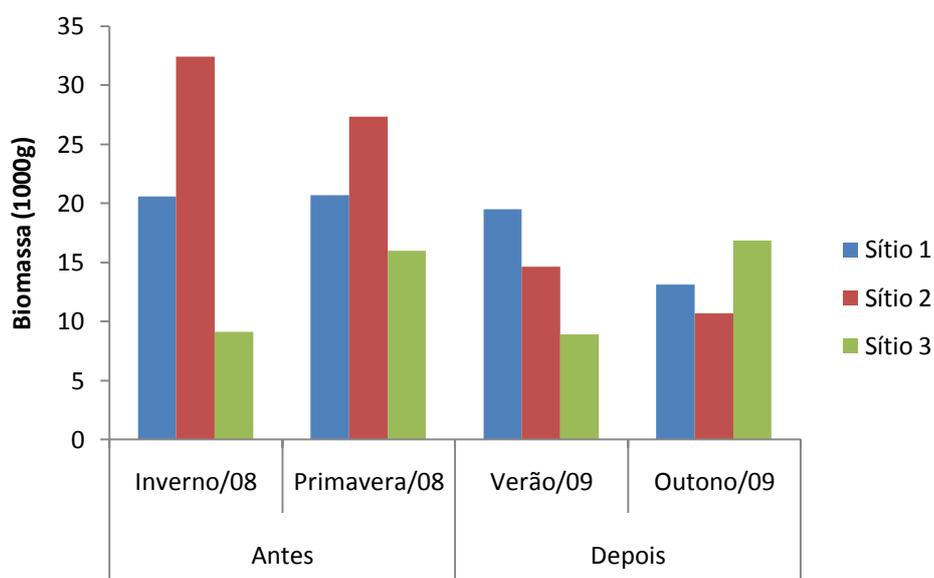


Figura 20: Distribuição sazonal da biomassa nos sítios amostrais na Lagoa de Iquipari no período de julho/08 a maio/09, antes e depois da abertura da barra.

5.2.3.3 Ocorrência e abundância sazonal específica

Uma avaliação da distribuição espaço-temporal das espécies constantes e acessórias revelou que dentre as oito espécies dulcícolas, quatro ocorreram

em todas as estações do ano, como se segue: *L. castaneus* teve a maior parte de sua ocorrência no outono/09 (cerca de 74,5%), única estação sazonal onde essa espécie ocorreu no sítio amostral 2. Seus valores de abundância relativa no inverno foram irrisórios (aproximadamente 0,8%), e intermediários nas demais estações sazonais, cerca de 10% e 14% na primavera/08 e verão/09, respectivamente. A ocorrência de *O. hepsetus* concentrou-se na primavera/08 com valores relativos de aproximadamente 63%, sendo esta a única estação sazonal onde essa espécie ocorre nos 3 sítios amostrais. Contudo esta espécie ocorreu em percentuais consideráveis nas demais estações sazonais, de modo que em torno de 17% da abundância relativa foi observada no outono/09, 10% no inverno/08 e 7% no verão/09. *G. brasiliensis* foi mais abundante no inverno/08 (aproximadamente 52%), e sua ocorrência foi diminuindo gradativamente na dimensão espaço-temporal, até atingir os menores valores percentuais de abundância no outono/09 (aproximadamente 6%). Essa espécie ocorreu em todos os sítios amostrais durante todas as estações sazonais. A ocorrência de *Astyanax sp.* concentrou-se na primavera/08, com cerca de 50% de abundância relativa, enquanto no verão sua ocorrência foi irrelevante, cerca de 2%, no inverno/08 e outono/09, teve uma abundância relativa com valores intermediários, sendo em torno de 11% e 29%, respectivamente (Figura 21).

Dentre as espécies dulcícolas constantes e acessórias, quatro não ocorreram em todas as estações sazonais. *H. malabaricus*, ocorreu nas estações do ano inverno/08, primavera/08, em proporções parecidas, sendo os 36% no inverno/08 e 39% na primavera/08, e no verão/09, sua abundância foi de aproximadamente 25%. Essa espécie não foi capturada no outono/09. *P. striatulus* não foi observado no inverno/08, e sua abundância relativa no verão/09 foi baixa (6%). O maior percentual de abundância dessa espécie foi na primavera/08 (cerca de 70%), onde a mesma só ocorreu no sítio amostral 3. O percentual de abundância de *H. litoralle*, foi mais elevado na primavera/08 (62%), sendo esta, a única estação do ano que teve representantes dessa espécie em todos os sítios amostrais. No outono/09, *H. litoralle* não foi capturada, e nas estações sazonais inverno/08 e verão/09, só ocorreu no sítio amostral 3, com abundância relativa de 10% e 28%, respectivamente. *C. Gilbert* não foi capturada no inverno/08, e seu maior percentual de abundância foi observado na primavera/08 (Figura 21).

Para as espécies marinhas constantes e acessórias, observou-se que dentre as nove espécies que foram classificadas nessas categorias, seis foram capturadas em todas as estações sazonais. *M. curema* teve sua abundância relativa maior no verão/09 (aproximadamente 66%) em relação às demais estações do ano, encontrando-se na primavera/08, os valores mais baixos (2,5%). Essa espécie aparece no sítio amostral 3 apenas no inverno/08 e outono/09, e ainda assim, com valores irrelevantes de abundância relativa. *G. genidens* foi mais abundante na primavera/08, sendo observado naquela estação cerca de 41% de sua abundância total. Contudo, possuiu valores significativos de abundância relativa para todas as estações do ano, sendo aproximadamente 27%, 24% e 9%, para verão/09, outono/09 e inverno/08, respectivamente. Ocorreu em todos os sítios amostrais em quase todas as estações do ano, com exceção do verão/09, quando essa espécie não foi capturada no sítio amostral 3. *D. olisthostomus* teve sua maior contribuição na primavera/08 (90%). Por outro lado, seus valores de abundância percentual nos dois sítios onde ocorreu (1 e 2), foram irrisórios para o verão/09 e outono/09 (cerca de 1,6% e 1,3%, respectivamente) e intermediário para o inverno/08 (7%). *C. crysus* ocorreu em todas as estações do ano, com valores mais altos no inverno/08 (68%), sendo esta estação sazonal a única em que essa espécie foi capturada no sítio amostral 3. Para as demais estações do ano, essa espécie ocorreu com valores aproximados de 6% na primavera/08, 12% no verão/09 e 15% no outono/09. *C. edentulus* ocorreu em todos os sítios amostrais na dimensão sazonal, porém, com valores relativos irrelevantes para o sítio amostral 3 no verão/09 e outono/09. Essa espécie foi mais abundante no inverno (42%), e sua abundância diminuiu gradativamente nas estações seguintes (26%, 17% e 14% para primavera/08, verão/09 e outono/09, respectivamente). *E. saurus* foi mais abundante no verão/09 (61%), única estação do ano que essa espécie ocorreu nos sítios 2 e 3 (Figura 22).

Das nove espécies marinhas listadas como constantes e acessórias, três ocorreram apenas em determinadas estações do ano. *M. furnieri* não foi capturada no verão/09, e sua abundância relativa no outono/09 foi irrelevante, cerca de apenas 1,8%, de forma que sua abundância se concentrou no inverno/08 e principalmente na primavera/08, com valores aproximados de 25% e 73%, respectivamente. *S. micrurum* foi mais abundante na primavera/08, com

uma abundância relativa de 52,6%, e nessa estação do ano não foi encontrada no sítio 3. Essa espécie não foi capturada no verão/09. *C. parallelus* ocorreu apenas nas amostras coletadas na primavera/08 e outono/09, com valores de abundância relativa de 31% e 69%, respectivamente (Figura 22).

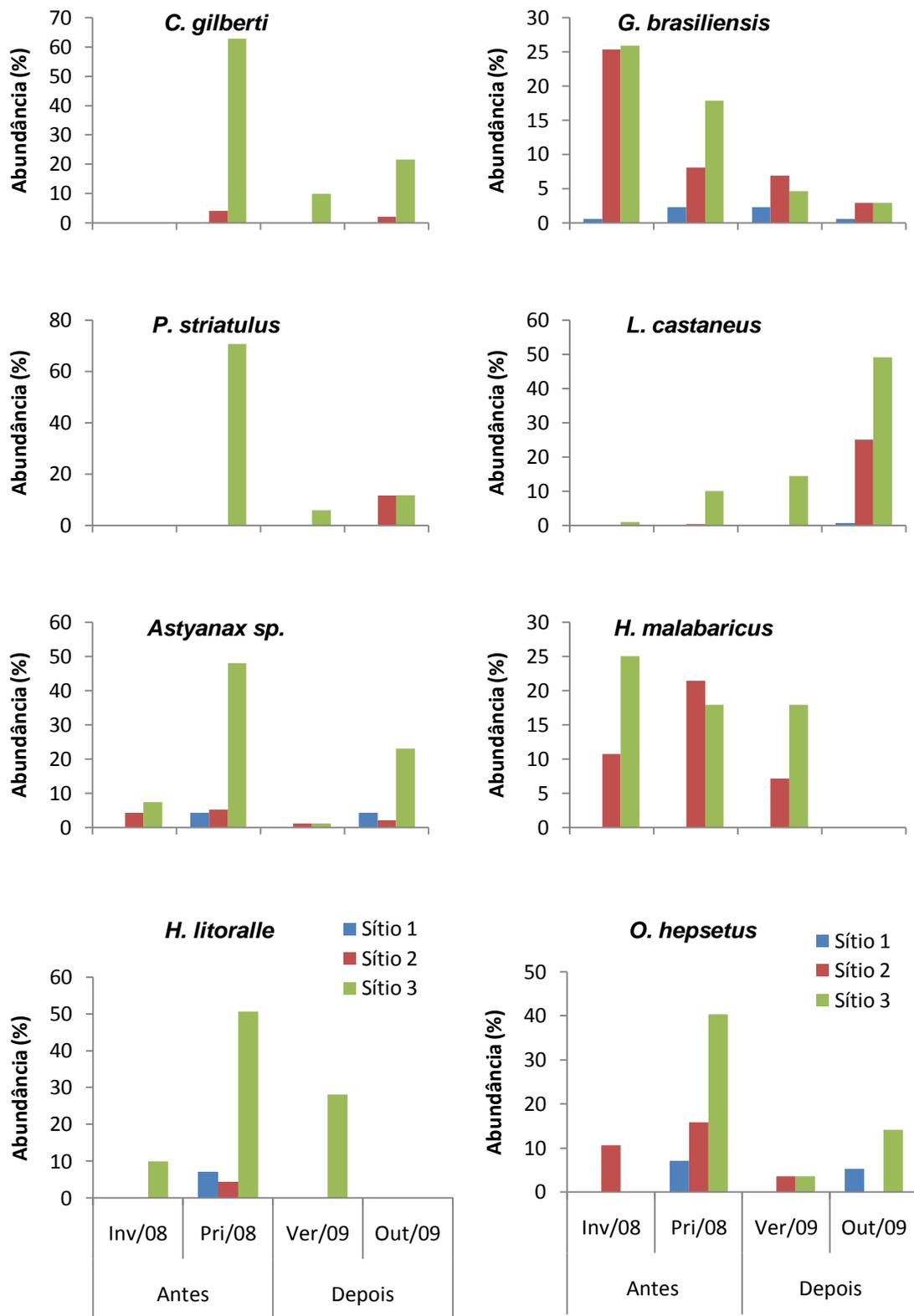


Figura 21: Distribuição espaço-sazonal das espécies dulcícolas constantes e acessórias na Lagoa de Iquipari no período de julho/08 a maio/09, antes e depois da abertura da barra.

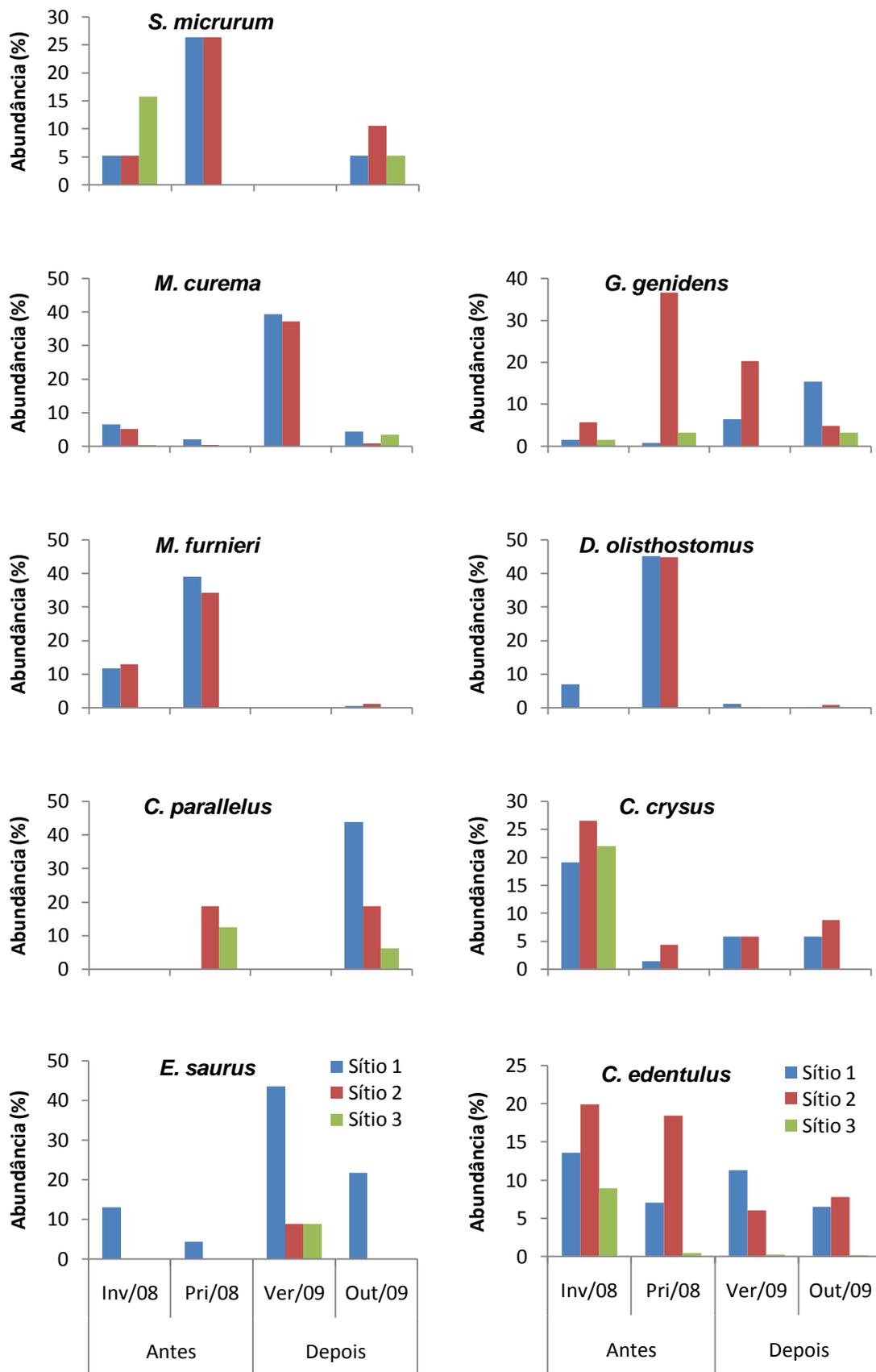


Figura 22: Distribuição espaço-sazonal das espécies marinhas comuns ou acessórias na Lagoa de Iquipari no período de julho/08 a maio/09, antes e depois da abertura da barra.

5.2.3.4 Os descritores da comunidade na dimensão temporal

Analisando-se os índices descritivos da comunidade para cada sítio individualmente e considerando-se a sazonalidade, observou-se que a maior riqueza para o sítio amostral 1, segundo o índice de riqueza de Margalef, foi em abril/09 (índice de Margalef = 3,274). A diversidade, segundo o índice de diversidade de Shanon-Weaner (H'), no sítio amostral 1, também foi maior em abril/09 ($H' = 2,29$), e a equitabilidade de Pielou (J') para o mesmo sítio amostral também foi maior nesse mês ($J' = 0,868$). Esses valores refletem a dominância, a qual foi menor em abril/09, segundo o índice de dominância de Simpson ($D = 0,126$). Em contrapartida, o maior índice de dominância observado para o sítio amostral 1, foi em maio/09, coincidindo com os menores valores do índice de riqueza (Índice de Margalef = 1,096), do índice de diversidade ($H' = 0,32$) e da equitabilidade ($J' = 0,166$) (Figura 23a-d).

No sítio amostral 2, os índices de riqueza e de diversidade e a equitabilidade, semelhantemente ao sítio amostral 1, mostraram uma relação com a dominância, e seus valores oscilaram, flutuando em torno da média, de modo inverso ao padrão observado para os índices de dominância, de modo que os menores valores dos índices de diversidade, índice de riqueza e da equitabilidade, coincidiram com os maiores valores do índice de dominância, e vice-versa (Figura 23a-d). Os maiores valores do índice de diversidade para o sítio amostral 2, foram observados em novembro/08 ($H' = 1,323$) e abril/09 ($H' = 1,383$), e os menores em julho/08 ($H' = 0,414$) e maio/09 ($H' = 0,603$) (Figura 23c). Para o índice de riqueza os maiores valores foram observados em agosto/08 (índice de Margalef = 2,516), novembro/08 (índice de Margalef = 2,361) e abril/09 (índice de Margalef = 2,223), e os menores em julho/08 (índice de Margalef = 0,976) e janeiro/09 (índice de Margalef = 0,654). Quanto a equitabilidade, o maior valor observado foi em abril/09 ($J' = 0,577$) e os menores em julho/08 ($J' = 0,213$) e maio/09 ($J' = 0,274$) (Figura 23a). Em relação ao índice de dominância (D), os maiores valores foram observados em julho/08 ($D = 0,834$) e maio/09 ($D = 0,725$), e o menor em abril/09 ($D = 0,396$).

Os índices descritivos no sítio amostral 3, mostram padrões semelhantes de distribuição sazonal, com picos de diversidade e riqueza no mês de novembro/08 ($H' = 2,084$; índice de Margalef = 2,772), e menores valores em

julho/08 ($H' = 0,352$; índice de Margalef = 0,898) e maio/09 ($H' = 731$; índice de Margalef = 0,869) (Figura 23b-c). A equitabilidade foi maior em maio/09 ($J' = 0,817$) e os valores menos expressivos foram observados em julho/08 ($J' = 0,219$) e abril/09 ($J' = 0,461$) (Figura 23a). Quanto ao índice de dominância, o maior valor foi observado em julho/08 ($D = 0,857$), e os menores em outubro/08 ($D = 0,160$) e novembro/08 ($D = 0,1604$) (Figura 23d).

O teste *t-student* mostrou diferença sazonais significativas quando analisados os sítios amostrais individualmente, em todos os parâmetros estimados ($p < 0,01$).

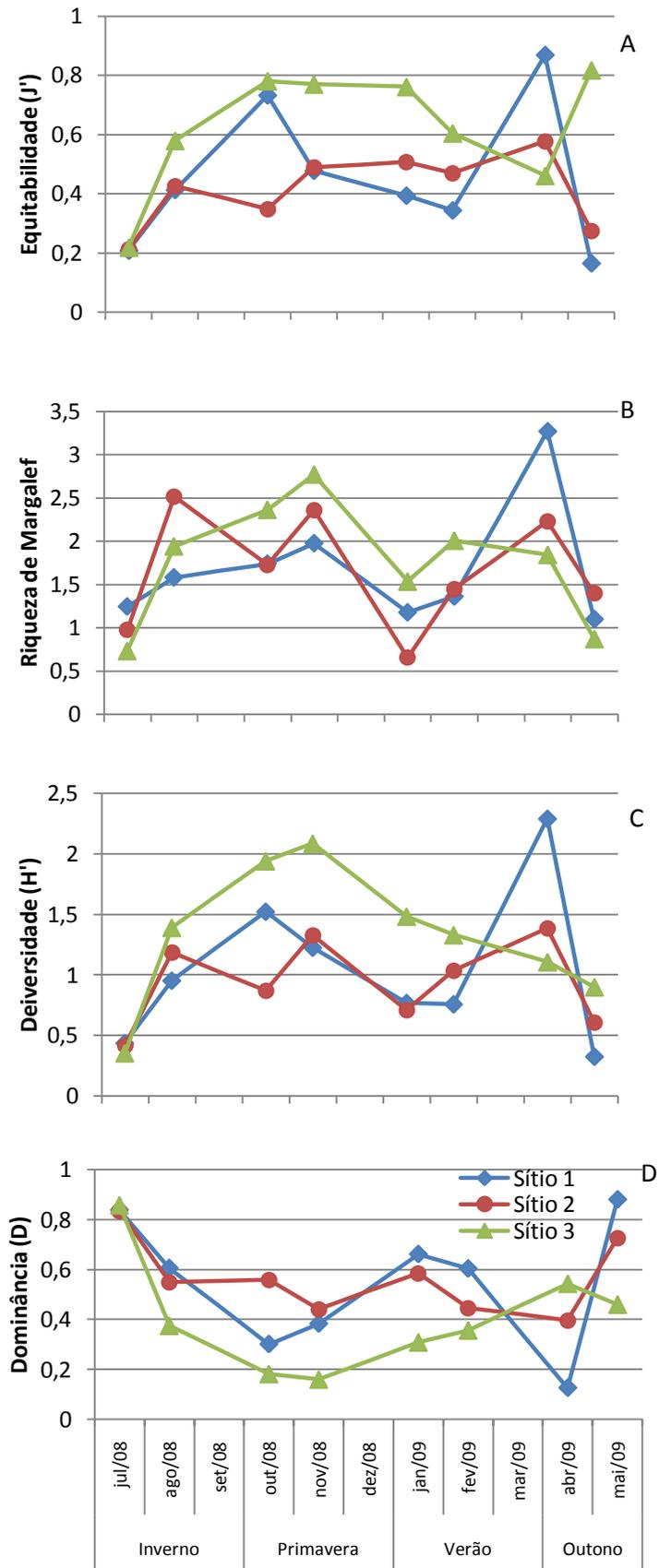


Figura 23: Equitabilidade de Pielou (A), índice de Margalef (B), índice de diversidade de Shannon-Weaver (C) e Índice de dominância (D) para os sítios amostrais, no período de julho/08 a maio/09.

5.3 Impacto da abertura de barra sobre a ictiofauna

Considerando-se os quatro primeiros meses de coleta, julho/08, agosto/08 (inverno/08), outubro/08 e novembro/08 (primavera/08), ou seja, aqueles que antecederam a abertura da barra de areia, foi capturado um total de 3549 indivíduos (65% do total), os quais somaram 126067,5g (60% do total). Das 33 espécies capturadas no período total estudado, 32 tiveram representantes na soma das capturas realizadas antes da abertura da barra de areia. Considerando-se os quatro últimos meses de coleta, janeiro/09, fevereiro/09 (verão/09), abril/09 e maio/09 (outono/09), ou seja, aqueles que sucederam à abertura da barra de areia, foram capturados 1903 indivíduos (35%), e somaram 83762,4g (40%). Dentre as 33 espécies capturadas considerando-se o esforço total de captura, somente 23 foram capturadas nesse período (Figura 21 e 22) (Tabela IV).

A comparação entre os dois períodos (antes e depois da abertura da barra) em relação à presença/ausência das espécies nos sítios amostrais, algumas espécies mantiveram os mesmo padrões de ocorrência. Algumas espécies expandiram sua ocorrência, e apareceram em sítios amostrais onde não haviam sido capturadas antes da abertura de barra. Por outro lado, algumas espécies reduziram sua abrangência espacial, e não foram capturadas nos sítios amostrais em que haviam ocorrido antes da abertura da barra de areia. E finalmente, um deslocamento espacial foi verificado para algumas espécies. Espécies que foram capturadas em determinado sítio (ou sítios) antes da abertura/fechamento da barra, não foram capturadas no mesmo sítio amostral (ou sítios) após a abertura/fechamento da barra, e apareceram em outro (ou outros) (Tabela IV).

Todas as espécies comuns ou acessórias ocorreram em ambos os períodos (Tabela IV), e destas, somente *L. castaneus*, *M. curema* e *E. saurus* foram mais abundantes no período após a abertura/fechamento da barra de areia. As demais foram mais abundantes nas estações sazonais que antecederam a abertura de barra, sendo que para algumas, os valores de abundância relativa após a abertura/fechamento da barra, diminuíram drasticamente em relação ao período anterior (Figuras 21 e 22).

Tabela IV: Ocorrência das espécies coletadas nos sítios amostrais (1, 2 e 3) antes e depois da abertura da barra da Lagoa de Iquipari e a classificação quanto aos padrões de ocorrência (mantido, deslocado, expandido, reduzido, aparecimento ou desaparecimento).

		Antes da abertura			Durante e após a abertura			Classificação
		1	2	3	1	2	3	
Espécies constantes e acessórias	<i>E. saurus</i>	X	-	-	X	X	X	Expandido
	<i>H. litoralle</i>	X	X	X	-	-	X	Reduzido
	<i>C. edentulus</i>	X	X	X	X	X	X	Mantido
	<i>C. gilbert</i>	-	X	X	-	X	X	Mantido
	<i>S. micrurum</i>	X	X	X	X	X	X	Mantido
	<i>M. curema</i>	X	X	X	X	X	X	Mantido
	<i>H. malabaricus</i>	-	X	X	-	X	X	Mantido
	<i>G. brasiliensis</i>	X	X	X	X	X	X	Mantido
	<i>G. genidens</i>	X	X	X	X	X	X	Mantido
	<i>D. olisthostomus</i>	X	X	-	X	X	-	Mantido
	<i>P. striatulus</i>	-	-	X	-	X	X	Expandido
	<i>M. furnieri</i>	X	X	-	X	X	-	Mantido
	<i>C. parallelus</i>	-	X	X	X	X	X	Expandido
	<i>L. castaneus</i>	-	X	X	X	X	X	Expandido
	<i>C. crisis</i>	X	X	X	X	X	-	Reduzido
	<i>O. hepsetus</i>	X	X	X	X	X	X	Mantido
<i>Astyanax sp.</i>	X	X	X	X	X	X	Mantido	
Espécies acidentais	<i>T. paulistanus</i>	-	X	-	-	-	-	Desaparecimento
	<i>T. falcatus</i>	-	X	-	-	-	-	Desaparecimento
	<i>T. rendalli</i>	-	X	-	-	-	-	Desaparecimento
	<i>S. timuco</i>	-	-	-	X	-	-	Aparecimento
	<i>R. quelen</i>	-	-	X	-	-	X	Mantido
	<i>X. brasiliensis</i>	-	-	X	-	-	-	Desaparecimento
	<i>S. spixii</i>	-	X	-	X	-	-	Deslocada
	<i>O. ruber</i>	X	X	-	-	-	-	Desaparecimento
	<i>H. unitaeniatus</i>	X	-	X	-	-	X	Reduzido
	<i>M. liza</i>	-	X	X	-	-	-	Desaparecimento
	<i>M. americanus</i>	X	-	-	-	-	-	Desaparecimento
	<i>E. melanopterus</i>	X	X	X	-	-	-	Desaparecimento
	<i>C. facetum</i>	X	-	-	-	-	-	Desaparecimento
	<i>C. latus</i>	-	X	X	-	-	-	Desaparecimento
	<i>P. oligodon</i>	-	X	X	X	-	-	Reduzido
<i>P. saltator</i>	X	X	-	X	-	-	Reduzido	
RIQUEZA POR SÍTIO		18	25	21	17	16	16	
RIQUEZA POR PERÍODO		32			23			

As análises pelo método ABC (Curvas de Abundância e Biomassa) indicam um alto grau de comprometimento da ictiofauna na Lagoa de Iquipari. Nos três sítios amostrais, as curvas de abundância sobrepõem-se às curvas de biomassa, refletindo um distúrbio ambiental acentuado para os três sítios amostrais. A estatística W , mostra que os sítios amostrais mais comprometidos, são os sítios 1 e 2, sendo o sítio amostral 2, levemente mais comprometido que o sítio amostral 1. O sítio amostral 3, foi o menos impactado segundo a estatística W , contudo, também este sítio mostrou-se perturbado, com valores negativos de W (Figuras 24, 25 e 26).

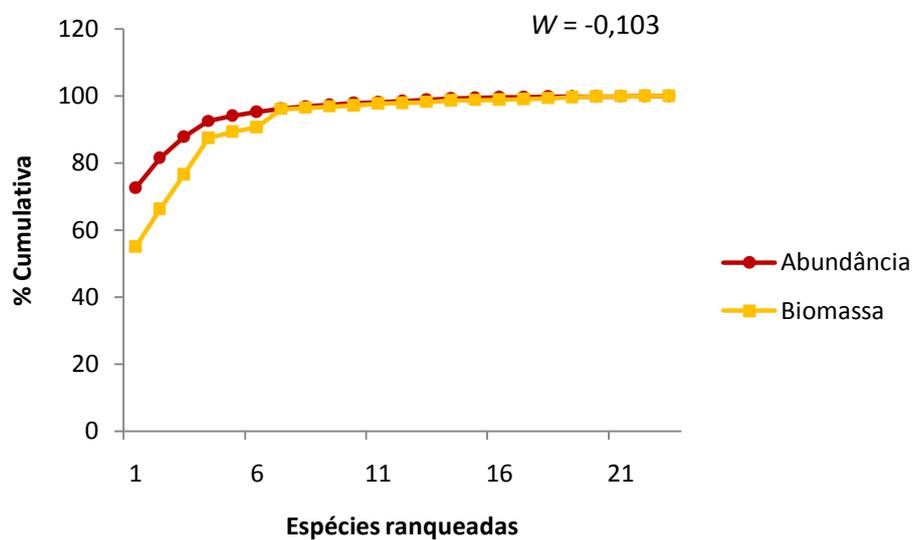


Figura 24: Curva de dominância, baseada na abundância e biomassa das espécies capturadas no sítio 1 de coleta na Lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.

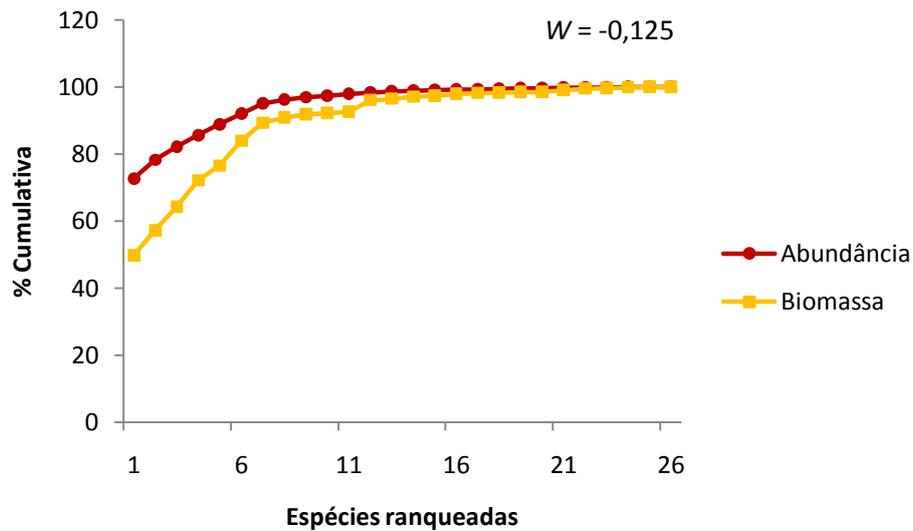


Figura 25: Curva de dominância, baseada na abundância e biomassa das espécies capturadas no sítio 2 de coleta na Lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.

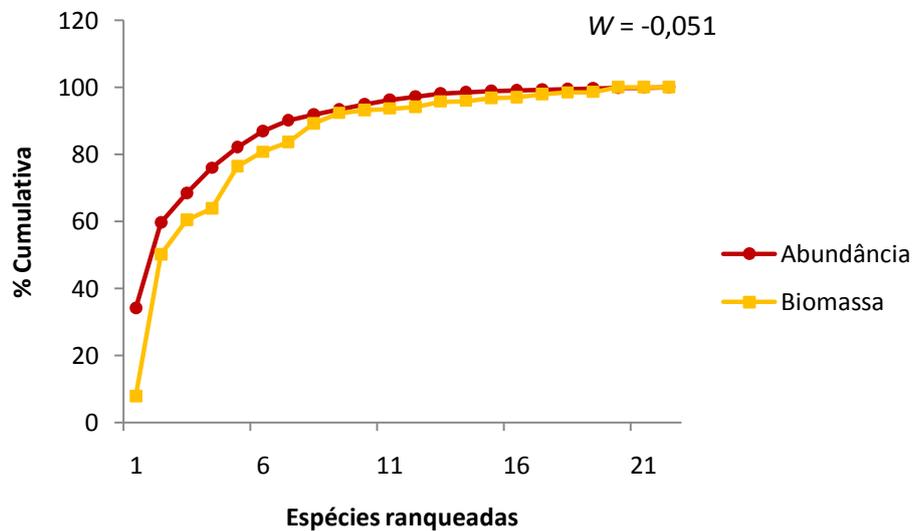


Figura 26: Curva de dominância, baseada na abundância e biomassa das espécies capturadas no sítio 3 de coleta na Lagoa de Iquipari, no período de julho/08 a maio/09.

6. Discussão

6.1 A distribuição espacial da ictiofauna

A Lagoa de Iquipari é dotada de um gradiente salino em uma disposição longitudinal. Através do monitoramento das variáveis salinidade e condutividade foi possível observar um gradiente espacial da salinidade.

O monitoramento sazonal permitiu também, a avaliação da variação da salinidade ao longo do tempo. Segundo Barbieri (2005), o período chuvoso para a região, se estende de outubro a março, e o período seco, de abril a setembro. Baseando-se neste fato, observou-se um gradiente sazonal na salinidade, de modo que no período chuvoso os níveis de salinidade foram mais baixos em todas as amostras, e nos períodos de estiagem os valores da salinidade foram mais elevados, provavelmente devido ao menor volume de água na lagoa, e conseqüentemente maior influência do regime de marés do ambiente marinho.

Suzuki *et al.* (2002), avaliando mudanças hidrológicas e hidroquímicas causadas pela abertura da barra, na Lagoa de Iquipari, verificaram um gradiente físico-químico longitudinal, indo das proximidades da boca da barra (norte) em direção ao interior da lagoa (sul). Os mesmos autores encontraram mudanças drásticas no volume de água e nas características físico-químicas da água após a abertura da barra. Contudo, no presente trabalho, não foram verificadas diferenças imediatas na salinidade da lagoa, apesar de uma redução na salinidade no sítio 2, e um leve aumento nos sítios 1 e 3 durante as coletas de janeiro/08 (mês em que a barra de areia foi aberta) em relação ao mês de coleta anterior (novembro/08), no entanto, como dito anteriormente, este fato parece estar mais relacionado com condições sazonais do que diretamente com a abertura da barra.

Fatores abióticos são apontados como os principais modeladores da distribuição espacial das comunidades ecológicas (Ricklefs, 2003; Begon, *et al.*, 2006; Odum *et al.*, 2007). Na Lagoa de Iquipari a distribuição da ictiofauna mostrou uma relação com um gradiente salino, de forma que espécies dulcícolas ocorreram principalmente nas regiões mais afastadas da barra (sítio amostral 3), e de modo inverso, as espécies marinhas, acumularam-se nas regiões mais próximas em relação a barra de areia (sítios amostrais 1 e 2).

Muitos estudos em lagoas costeiras encontraram padrões de distribuição da ictiofauna semelhantes àqueles supracitados (Barbieri *et al.*, 1990; Barbieri *et al.*, 1991; Lima *et al.*, 2001b; Loebmann e Vieira, 2005; Barreiros *et al.* 2009).

6.2 A composição da ictiofauna

Segundo Kennish (1990), a composição específica das populações de peixes em regiões estuarinas, como no caso de lagoas costeiras, muda constantemente em decorrência de abruptas mudanças nas condições ambientais a que esses sistemas são submetidos. A presença de grupos de peixes dulcícolas e marinhos na Lagoa de Iquipari decorre do fato daquela lagoa apresentar regiões consideradas doces (salinidade < 0,5), representadas pelo extremo sul da lagoa (sítio amostral 3) a salobras, correspondentes a região norte e intermediária da lagoa (sítios 1 e 2) fornecendo condições de tolerância para espécies de ambos os habitats.

Segundo Haedrich, (1992) o número de famílias que contribuem para a composição específica da ictiofauna em ambientes estuarinos, geralmente é pequena, uma vez que poucas espécies dispõem de tolerância fisiológica para sobreviver nesses ambientes. Na Lagoa de Iquipari observou-se que todas as espécies capturadas, dentre as espécies marinhas e de água doce, ocorreram nas áreas consideradas estuarinas (sítios amostrais 1 e 2). No entanto, apenas 12 foram consideradas constantes e acessórias nesse ambiente, indicando que a maioria das espécies que são encontradas em ambientes estuarinos, permanecem ali por um curto período de tempo.

A composição específica da assembléia de peixes da Lagoa de Iquipari foi semelhante àquelas encontradas para outras lagoas do estado e da costa brasileira (Brum *et al.* 1994; Aguiaro e Caramaschi, 1995; Frota e Caramaschi, 1998; Reis *et al.*, 1998; Lima *et al.*, 2001; Loebmann e Vieira, 2005; Barreiros *et al.* 2009). Um estudo realizado por Lima *et al.* (2001b) na Lagoa de Iquipari, relatou uma riqueza de 36 espécies. Dentre essas, 19 foram comuns àquelas relacionadas no presente trabalho. Cabe ressaltar que o método de captura foi diferente, de modo que esses pesquisadores, além da rede de espera, utilizaram puçás, redes de arrasto e tarrafas.

6.3 O impacto da abertura de barra sobre a ictiofauna da Lagoa de Iquipari

Segundo Ricklefs, (2003), Begon *et al.*, (2006) e Odum e Barrett (2007) espera-se que umas poucas espécies sejam dominantes em uma comunidade, e muitas outras sejam raras. Na Lagoa de Iquipari, dentre as espécies capturadas, *C. edentulus* tanto em biomassa quanto em abundância, apresentou forte dominância, com índice de importância relativa (IIR) bastante superior em relação às demais espécies, sendo superada apenas no sítio amostral 3, onde a espécie dulcícola *L. castaneus* foi dominante.

Barreiros *et al.* (2009) apontaram *C. edentulus* como espécie dominante em um complexo estuarino, no estado de Santa Catarina. Naquele local, *C. edentulus* teve uma abundância de 35%. No presente trabalho, considerando-se a área total estudada, essa espécie representou 65% da abundância total, e cerca de 72% nos sítios amostrais 1 e 2.

As populações naturais são controladas pela disponibilidade de alimento e pela predação (Ricklefs, 2003). Ambientes estuarinos são conhecidos por serem ambientes ricos em nutrientes, o que proporciona uma alta produtividade primária, a qual sustenta uma complexa rede trófica. Assim, a intensa dominância de *C. edentulus* é justificada pela grande disponibilidade de alimento, e ausência de predadores naturais. De fato, não foram capturadas espécies de peixes potencialmente predadoras de *C. edentulus* em expressão significativa. Desse modo, a dominância de *C. edentulus* foi além dos padrões considerados saudáveis, e pode estar refletindo um ambiente altamente impactado. Além disso, a dominância de *C. edentulus*, foi refletida nos índices ecológicos de diversidade, riqueza e na equitatividade os quais mostraram valores baixos. Por outro lado, altos valores de dominância foram encontrados. Esses padrões são característicos de ambientes estressados (Ricklefs, 2003; Begon *et al.*, 2006; Odum e Barrett, 2007).

A variação sazonal na abundância de peixes em ambientes estuarinos, tem sido atribuída, além da salinidade, à temperatura. (Hagan e Able, 2003; Pereira, 1994; Pessanha *et al.*, 2000; Santos *et al.*, 2002; Spach, Santos, e Godefroid, 2003; Vendel *et al.*, 2003). Hagan e Able (2003) consideram a temperatura como a principal causa da variação do número de espécies que ocorrem em um dado momento. Por outro lado, alguns autores atribuem essas

variações a disponibilidade de alimento dentro do ambiente estuarino (Pessanha *et al.*, 2000; Vendel *et al.*, 2003). E finalmente, alguns autores atribuem o período reprodutivo, períodos de taxa de mortalidade e períodos de migração de espécies como fatores decisivos na composição e abundância da ictiofauna (Laffaille, Feunteun e Lefeuvre, 2000; Ikejima, Tongnunui, e Taniuchi, 2002).

No presente trabalho a riqueza de espécies e abundância foram maiores nos meses mais frios, e declinou nos meses de temperatura mais elevada. Esse padrão foi contrário àqueles encontrados por outros autores, em outros lugares, onde tanto a riqueza quanto a abundância, foram maiores nos períodos mais quentes (Souza, 2007; Barreiros, *et al.*, 2009).

Essa dicotomia entre os padrões encontrados pode estar relacionada com a abertura da barra de areia no mês de janeiro/09, na Lagoa de Iquipari, a partir do qual, observou-se uma queda brusca, tanto em riqueza de espécies, quanto em abundância da ictiofauna. É provável que essas reduções tenham decorrido: (1) da emigração forçada de espécies de pequeno porte, arrastadas pela maré vazante; (2) da emigração de espécies marinhas, que se encontravam aprisionadas na lagoa; e (3) da morte de indivíduos de espécies menos tolerantes a condições ambientais adversas.

Do exposto acima, pode-se inferir que a abertura da barra interfere direta ou indiretamente na estrutura da comunidade. De fato, as análises das curvas de abundância e biomassa (curvas ABC) retrataram uma comunidade altamente impactada, dominada por espécies de pequeno porte. É esperado que espécies pequenas representem o maior número de indivíduos em uma comunidade estabilizada, mas não a maior biomassa relativa (Clarke e Warwick, 1994).

Dentre os sítios amostrados, aquele mais distante da barra (sítio amostral 3) é a que dispõe de melhores condições ambientais, segundo as curvas ABC. Por outro lado, Lima *et al.* (2001b) apontam essa região como a mais susceptível ao impacto da abertura da barra, devido a topografia desta área, que favorece a remoção de água, e afeta a fauna e a flora aquática (Assumpção *et al.* 1997). Contudo, no presente trabalho, esta região se mostrou a menos atingida pelas alterações causadas pela abertura de barra, sendo que nesta área, a comparação entre a composição específica e

biomassa antes e depois da abertura de barra, mostrou não haver alterações significativas.

7. Conclusões

- A composição específica e a distribuição espacial e temporal da taxocenose íctica da Lagoa de Iquipari, está relacionada a um gradiente salino;
- A espécie mais abundante, tanto em abundância quanto em biomassa, e de maior importância relativa na Lagoa de Iquipari, é *C. edentulus*.
- Especialmente, *C. edentulus* só não foi mais abundante no sítio amostral 3, onde as condições são de ambiente limnológico;
- Dezoito espécies são constantes e acessórias na Lagoa de Iquipari;
- Existe uma variação sazonal na estrutura da taxocenose íctica da Lagoa de Iquipari, principalmente em relação a abundância;
- A estrutura da comunidade íctica respondeu de forma negativa a abertura de barra, de modo que ocorreu uma redução na riqueza de espécies e na abundância e biomassa após a abertura da barra;
- A ictiofauna da lagoa de Iquipari mostrou sinais de perturbação e estresse no período estudado.

8. Referências Bibliográficas

Aguiaro, T. & E. P. Caramaschi 1995. Ichthyofauna composition of three coastal lagoons in the north of the state of Rio de Janeiro (Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 38:1181-1189.

Allan, J. D. 1997. *Stream ecology: structure and function of running waters*. London, Chapman & Hall, XII, 388p.

Assumpção, J. & M. T Nascimento. 2000. Estrutura e Composição Florística de Quatro Formações Vegetais de Restinga no Complexo Lagunar Grussaí/Iquipari, São João Da Barra, Rj, Brasil. *Acta botanica brasílica* 14(3): 301-315.

Barbieri, L. R. R., Andreato, L. V., Santos, M. A., Silva, M. H. C., Sebília, A. S. C. e Santos, R. P., 1990. Distribuição e ciclo de vida das espécies de peixes mais abundantes da Laguna de Marapendi, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia*. 7(3): 223-243.

Barbieri, P. R. B. 2005. Caracterização da estação chuvosa nas regiões sul e sudeste do Brasil associado com a circulação atmosférica. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 118 p.

Barbosa, F. A. R., F. R. Scarano, M. G. Sabará, F. A. Esteves. 2004 Brazilian LTER: Ecosystem and Biodiversity of Brazilian. LTER. *Environmental Monitoring and Assessment*, 90 (1-3): 121-133.

Barnes, R. S. K. 1980. *Coastal lagoons*. Cambridge University Press. 106p.

Barreiros, J. P., J. O. Branco, F. Freitas Júnior, L. Machado, M. Hostim-Silva, J. R. Verani. 2009. Space–Time Distribution of the Ichthyofauna from Saco da Fazenda Estuary, Itajaí, Santa Catarina, Brazil. *Journal of Coastal Research*, 25 (5): 1114-1121.

Begon, M., J. L. Harper, & C. R. Townsend. 2006. *Ecology: from individuals to ecoecosystems*. (4thed.). Blackwell Publishing, Malden, M. A. 740p.

Benetti, D. D. e Fagundes Netto, E. B., 1980. Projeto: produção em larga escala de alevinos de Tainha (*Mugil spp.*) para a criação e repovoamento de zonas de pesca. Instituto de Pesquisa da Marinha. Rio de Janeiro.

Bidegain, P., C. E. Bizerril, A. Soffiati. 2002. Lagoas do Norte Fluminense - Perfil Ambiental. Rio de Janeiro: Secretaria de Estado de Meio-Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. 148p.

Bizerril, C. E & P. Bidegain. 2001. Peixes de Águas Interiores do Estado do Rio de Janeiro. Secretaria de Estado de Meio-Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. 417p.

Bizerril, C. E Bidegain, P., 2001. Peixes de Águas Interiores do Estado do Rio de Janeiro. FEMAR – SEMADS, 417p.

Brum, M. J. I.; Muratori, C. F. M. L.; Lopes, P. R. D.; Vianna, P. R. F. G. 1984. Ictiofauna do sistema lagunar de Maricá (RJ). *Acta Biologica Leopoldensia*, 16:45-55.

Carpenter, K. E. 2002. *Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Specia..* Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (5): 601-1374.

Castello-Branco, R .M. C. W. 1988. Diagnóstico preliminar dos recursos naturais de água doce e estuarinos e algumas considerações. MA/SUDEP/CORG-RJ, p3, 12 anexo.

Clarke, K. R. & Warwick, R. W. 1994. *Change in marine commubities: na approach to statistical analysis and Interpretation.* Plymouth Marine Laboratory. 859 p.

Cromwell, J. E. 1971. Barrier coast distribution: a world-wide survey. P.50. In: Kjerfve (eds.), *Coastal Lagoon Processes.* Elsevier Oceanography Series, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, 60p.

da Silva, J. A., Melo Filho, O. C., Garcia, J. L., 1999. Incubação, Larviculturae Alevinagem em águas naturais. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.

Esteves, C. 1998. Lagoa de Imboacica: impactos antrópicos, propostas mitigadoras e sua importância para a pesquisa ecológica. In: Esteves, F. A. *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ).* Rio de Janeiro, RJ: Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé, p.401-429.

Esteves, F. A., F. R. Scarano & A L. S. Furtado. 2002. Restingas e lagoas costeiras do norte fluminense. Pp. 83-100. In Seeliger, U., C. Cordazzo,. & F. A. R. Barbosa. (Eds.). *Os sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração.* Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais184p.

Flotemersch, J. E., J. B. Stribling, & M. J. Paul. 2006. *Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers.* EPA 600-R-06-127. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

Frota, L. O. R., & E. P. Caramaschi. 1998. Aberturas artificiais de barra da lagoa Imboassica e seus efeitos sobre a fauna de peixes. In: *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do município de Macaé (RJ) / Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé.* Universidade Federal do Rio de Janeiro, 464: 327-350.

Gikas, G. D., T. Yiannakopoulou, & V. A. Tsihrintzis. 2006. Water quality trends in a coastal lagoon impacted by non-pointsource pollution after implementation of roective measures. *Hydrobiologia*, 563: 385-406.

Gordon, N. D.; T. A. McMahan e Finlayson, B. L. 1995. *Stream hydrology: an introduction for ecologists.* Chichester, John Wiley & Sons, 562p.

- Haedrich, R. 1992 Estuarine fishes. *Ecosystems of world*. Elsevier, v.26, 500p.
- Hagan, S. M. & K. W. Able. 2003. Seasonal changes of the pelagic fish assemblage in a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56: 15–29.
- Horne, A. J.; Goldman, C.R. *Limnology*. 2nd ed. New York: McGraw-Hill, 1994.
- Ikejima, K., P. Tongnunui & T. Taniuchi. 2002. Juvenile and small fishes in a mangrove estuary in Trang province, Thailand: seasonal and habitat differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56, 447–457.
- Jaramillo-Villa, U. & E. P. Caramaschi. 2008. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (3): 442-462.
- Johnson, R. A. e Wichern, D. W. 1992. *Applied multivariate statistical analysis*: Pent. Hall. 642 p.
- Junk, W. J. 1980. Áreas inundáveis: um desafio para limnologia. *Acta Amazônica*, 10(4):775-795.
- Karr, J. R. & D. R. Dudley. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 11: 249 – 256.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6): 21 - 26.
- Kennish, M. J., 1990. *Ecology of estuaries*. v2, Boston: CRC. Press. 391p.
- Kjerfve, B., 1994. *Coastal lagoons processes*. Elsevier Oceanographic Series Amsterdam 60: 577.
- Krebs, C. J., 1985 - *Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. - Harper & Row, 3rd Ed., New York.
- Laffaille, P., E. Feunteun & J. C. Lefeuvre. 2000. Composition of fish communities in a European macrotidal salt marsh (the Mont Saint-Michael Bay, France). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 51, 429 - 438.
- Lardicci, C., S. Como, S. Corti & F. Rossi. 2001. Changes and recover of macrozoobenthic communities after restoration measures of the Orbetello Lagoon (Tyrrhenian coast, Italy). *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 11 (4): 281-287.
- Lima, N. R. W., C. R. S. F. Bizerril, M. S. Suzuki, M. R. Caniçali, A. G. Ferreira, M. A. A. Gomes, J. Assumpção, M. Paes & V. Faria. 2001b. Impacto da abertura de barra sobre a ictiofauna da Lagoa de Iquipari, norte do estado do Rio de Janeiro. *Bios*, 9 (9): 73-82.

- Lima, N. R. W., C. R. S. F. Bizerril,, M. R. Caniçali, M. S. Suzuki, J. Assumpção. 2001a. A Atividade de Pesca durante a Abertura de Barra da Lagoa de Iquipari, São João da Barra, RJ. Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo, 27(2): 191 – 200.
- Loebmann, D. e J.P. Vieira. 2005. Distribuição espacial e abundância das assembléias de peixes no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, Curitiba, 22 (3): 667-675.
- Marques, A. B., 2005 Biologia reprodutiva do bagre Genidens genidens (Valenciennes, 1839) na lagoa do Açú, Norte Fluminense, RJ. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Rio de Janeiro. 86p.
- Menezes, N. A. & J. L. Figueiredo. 1985. Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, Teleostei. 4: 105p.
- Odum, E. P. & G. W. Barrett. 2007. Fundamentos de Ecologia. (5ª ed.). Thomson Learning. São Paulo, Brasil. 612p.
- Pereira, L. E. 1994. Variação diurna e sazonal dos peixes demersais na barra do estuário da Laguna dos Patos, RS. Atlântica, Rio Grande, 16: 5-21.
- Pessanha, A. L. M., F. G. Araújo, M. C. C. Azevedo & I. D. Gomes. 2000. Variações temporais e espaciais na composição e estrutura da comunidade de peixes jovens da Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 17, 251–261.
- RADAMBRASIL. 1983. Rio de Janeiro/Vitória, Geologia, Geomorfologia, Pedologia, Vegetação e Uso Potencial da Terra - SF. 23/24. Projeto RADAMBRASIL, Rio de Janeiro.
- Rahel, F. J. 1984. Factors structuring fish assemblages along a bog lake successional gradient. Ecology, 65(4):1276-1289.
- Reis R. A., Aguiaro, T., & E. P. Caramaschi. 1998. Distribuição espacial da ictiofauna nas lagoas Cabiúnas e Comprida. Pp. 313-326. In: Esteves, F. A. Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Rio de Janeiro, RJ: Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé. 442p.
- Ricklefs, R. E. 2003. A Economia da Natureza. 5ª Ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S. A.. 503p.
- Roset, N., G. Grenouillet, D. Goffaux, D. Pont. & P. Kestemont. 2007. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. Fisheries Management and Ecology, 14: 393 - 405.
- Santos, C., R. Schwarz, J. F. Jr., Oliveira-Neto & H. L. A. Spach. 2002. A ictiofauna em duas planícies de maré do setor euhalino da Baía de Paranaguá , PR, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, 28, 49–60.

Souza, M. A. M., 2007. Composição e estrutura da ictiofauna no ecótono água doce/estuário no rio Faisqueira, Reserva Natural da Cachoeira, Antonina, Paraná. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná. Paraná. 132p.

Spach, H. L., C. Santos & R. S. Godefroid. 2003. Padrões temporais na assembléia de peixes na gamboa do Sucuriú, Baía do Paranaguá, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20, 591–600.

Suzuki, M. S. 1997. Abertura da barra na lagoa de Grussaí, São João da Barra, RJ: aspectos hidroquímicos, dinâmica da comunidade fitoplanctônica e metabolismo. Tese de doutorado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Rio de Janeiro. 125p.

Suzuki, M. S., A. R. C. Ovalle & E. A. Pereira. 1998. Effects of sand bar openings on some limnological variables in a hypertrophic tropical coastal lagoon of Brazil. *Hydrobiologia*. 368:111-122.

Suzuki, M. S., Figueiredo, R. O., Castro, S. C., Silva, C. F., Pereira, E. A., Silva, J. A. e Aragon, G. T. 2002. Sand Bar Opening In A Coastal Lagoon (Iquipari) In The Northern Region Of Rio De Janeiro State: Hydrological And Hydrochemical Changes. *Brazilian Journal of Biology*, 62(1): 51-62, 2002

Tejerina-Garro, F. L.; R., Fortini e Rodriguez, M. A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia river, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes* 51: 399- 410.

Tsihrintzis, V. A., G. K. Sylaios, M. Sidiropoulou & E. T. Koutrakis. 2007. Hydrodynamic modeling and management alternatives in a Mediterranean, fishery exploited, coastal lagoon. *Aquaculture Engineer.*, 36 (3): 310-324.

Vendel, A. L., S. G. Lopes, C. Santos & H. L. Spach. 2003. Fish assemblages in a tidal flat. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 46, 233–242.