

Universidade Federal do Rio de Janeiro  
Campus UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira

**A INFLUÊNCIA DO GRADIENTE AMBIENTAL DO ESTUÁRIO DO RIO  
MACAÉ, RJ, NA COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA:  
UMA ABORDAGEM DAS GUILDAS ECOLÓGICAS**

Paula Araujo Catelani

**Macaé  
2013**

**A INFLUÊNCIA DO GRADIENTE AMBIENTAL DO ESTUÁRIO DO RIO  
MACAÉ, RJ, NA COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA:  
UMA ABORDAGEM DAS GUILDAS ECOLÓGICAS**

Paula Araujo Catelani

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Campus UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação.

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Ana C. Petry

Macaé  
Abril, 2013

**A INFLUÊNCIA DO GRADIENTE AMBIENTAL DO ESTUÁRIO DO RIO  
MACAÉ, RJ, NA COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA:  
UMA ABORDAGEM DAS GUILDAS ECOLÓGICAS**

Paula Araujo Catelani

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Ana C. Petry

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Campus UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação.

Aprovada por:

---

Presidente, Dr.<sup>a</sup> Ana Cristina Petry (UFRJ-Macaé).

---

Titular Externo, Prof. Dr. Alexandre Miranda Garcia  
(Fundação Universidade Federal do Rio Grande)

---

Suplente Externo, Prof. Dr. Luciano Neves dos Santos  
(Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro)

---

Profa. Dra. Érica Pellegrini Caramaschi  
(Universidade Federal do Rio de Janeiro)

---

Suplente Interno, Prof. Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros  
(Universidade Federal do Rio de Janeiro)

Macaé  
Abril, 2013

Dedico essa dissertação aos meus pais,  
Dalva e Paulo, por todo amor, incentivo e confiança.

Obrigada por tudo, vocês são minha essência!

## AGRADECIMENTOS

Como dizem por aí, “uma andorinha só não faz verão”! E no decorrer desse trabalho, foram necessárias muitas andorinhas. Por isso, tenho o prazer de agradecer aos queridos que me ajudaram nessa etapa, a mais importante até agora.

Primeiro, gostaria de agradecer a minha essência, meus pais. Agradeço por ter ajudado na construção de quem sou hoje, dos valores que me passaram ao longo dos anos e do amor com que isso e muito mais era feito. Obrigada pelo apoio dado desde que eu me entendo por gente. Tenho um orgulho enorme de ser filha de vocês! Amo vocês, Dalva Lucia e Paulo Catelani.

Ao meu amado irmão, que apesar das “briguinhas” é um grande amigo, que sempre tenta fazer do meu lar o mais confortável possível, fazendo furos, colocando ventilador (que salvou do calor), enfim, sempre ao meu lado quando preciso. Te amo, Túlio! Agradeço também à minha cunhadinha amada, Ana Paula, uma guerreira, que admiro muito e uma amiga valiosa! Ah! Estou esperando meu afilhado, hein??

Tia Cleia, que sempre me amparou quando precisei de um canto pra morar no Rio, e não só isso, por me amparar em tudo! À Silvia Maria, minha prima que sempre está por perto pra dar bons conselhos, boas dicas e ajudando muito, dando muita força na minha caminhada.

Agradeço à minha terrinha amada, Cordeiro, onde está minha raiz, onde estão meus amigos, minha essência! Falando em essência, agradeço à minha segunda casa, comandada pela querida tia Sandra. Amiga, mãe, tia... brinca, ri, briga, aconselha... sempre uma boa conversa! Agradeço ao maior presente que você me deu, a sua filha Livia. Amo muito você, “kbeção”!! Se eu sou o que sou, devo grande parte disso a você. Obrigada por tudo. Aos irmãos do coração, Danillo e João Gabriel, amo vocês e obrigada por tudo, principalmente a paciência de me aguentar.

Falando em agradecer, não posso esquecer você, amiga!!! Clécia!! Muito obrigada, primeiro pela amizade, pela sua presença em minha vida, segundo, por ter confiado em mim e ter dado a primeira chance pra que eu pudesse caminhar sozinha! Te amo!! E depois dessa chance, vem a Andreza, “Miss Segura”, por ter me dado oportunidade de aprender com você, de ter dado as oportunidades de trabalhar! Sou muito grata a você e à sua amizade! Que saudades que eu sinto da senhora e da nossa cervejinha com a Cléo e o Cris no Sr. Antônio! E conhecendo a miss eu conheci os “nens”, Guilherme e Evódio, duas pessoas muito especiais na minha vida que eu vou

levar pra sempre, as brincadeiras, os trabalhos, os ensinamentos!! Sempre no meu coração! E a “Sequela”? Grande figura e amiga maior ainda, sempre pronta a ajudar! Sempre! E aquela disposição no China!! Obrigada Dani, por abrir as portas do Labeco pra mim. No Labeco eu tive certeza de que eu queria trabalhar com peixe!! Agradeço a todos do Labeco pela recepção. À Mirian Piltz e à Érica Caramaschi, por me aceitarem como aluna; Clarissa, a chefinha má, que de má não tinha nada! Obrigada Por tudo!! Nathalia, companheira de prova; Dani Rosa, a mineirinha mais bacana que já conheci! Ellen, Gisa, Vanessinha, Maiara, Renata, Rafaela, Bianca, Renato, Rafael, Gabriel, Pedro, José Louvise. Muito obrigada povo!!

No Rio eu fui feliz, fiz amigos que vou levar pra sempre, aprendi bastante, mas eu me encontrei em Macaé. O mestrado me trouxe muito aprendizado e pessoas maravilhosas que quero levar pra sempre. Começando com minha orientadora, a Ana Petry, que confiou em mim sem conhecer, me aceitando para ser sua aluna, e essa oportunidade mudou a minha vida. Conhecer e trabalhar com alguém assim foi uma honra, além de uma profissional excelente, é uma mãezona, sempre ajudando, em tudo, desde o início. Aprendi muito nesse tempo e te agradeço muito por tudo, principalmente pelo carinho que teve comigo.

Agora é a parte da galera do campo!! Foram muitas pessoas que ajudaram nessa etapa bem trabalhosa, mas com a ajuda de vocês tudo ficou mais fácil! Ao João Marcelo deixo meu agradecimento especial, se tudo deu certo do início ao fim, foi porque tinha sua mão. Obrigada pela dedicação e pelo carinho de sempre!! Um grande amigo que vou levar comigo sempre! No campo estiveram presentes: Rayane, a querida amiga que sempre esteve perto pra ajudar, valeu Raiiira!! Laís, a nossa tchutchuca, ou Mônica, como queiram, uma pessoa que me surpreende a cada conversa, sou sua fã! Bruno, pilotando, jogando tarrafa, colocando rede, fazendo camarão no improvisado, nosso faz tudo! E faz tudo mesmo, muito bem feito! Matheus, mais conhecido como Ariel, que sempre foi escalado para as maiores furadas e sempre disposto a ajudar, não só no campo, como no laboratório, me ensinando como identificar os peixes e me ensinado a amar isso! E é um amigo valioso que estará sempre comigo! Te amo, Mostre!! Ao povo que nem com peixe trabalha mas contribuíram muito no campo! Carina, um anjo na minha vida, sempre ao meu lado! Você é a pessoa mais linda que já conheci!! Ricardinho, o botânico metido a tarrafeiro!! Você sempre ajudando, seja no campo, no laboratório, nas horas de crise!! Obrigada por estar ao meu lado sempre, amo muitoooo!!! E estamos unidos para sempre por um sol maior!!! Hudson, meu irmão!!!

Começamos juntos, estamos terminando juntos, com defesa marcada para o mesmo dia!! Tinha que ser!!! Sem palavras pra dizer o que você representa pra mim. Ajudando no meu crescimento profissional, com conversas e questionamentos que sempre geravam bons frutos! Ajudando na vida!!! A convivência com você na nossa república foi essencial para eu sair uma pessoa melhor do que eu entrei. Obrigada!!

Essa república foi mesmo fundamental para aguentar todos os problemas no percurso! Dani, nossa bonequinha! Você é especial demais na minha vida e sempre estive por perto ajudando em tudo, principalmente socorrendo quando minha coluna travava. Obrigada por tudo e por cuidar de mim!!! Felipe, o jiló, o mais figura de todos!!! Um coração que conquista, sempre disposto a ajudar e trouxe para nossa república uma união muito bacana!! Valeu boneco!!!! E nessa república não poderiam faltar os agregados.... São muitos, e muito amados!!! Gabi, já chegou se apresentando, dizendo a que veio. E veio pra ficar!!! Querida amiga!!! Nathália Nocchi, nossa 01, ajudou do início ao fim, desde datas de provas, trabalhos, formatação, problemas sentimentais...sempre ajudando!!! E cativando com o jeitinho figurinha de ser!! Obrigada por tudo que fez, e como fez!!! Evelyn, que aderiu nossa república mais tarde, mas chegou chegando no meu coração!! Natália Machado, queridona!!! Você foi um presente! Que pessoa especial!! Carol, parceira de tantas coisas, gostos, inglês, risadas, ótimas conversas, passeios!! Fica pro doutorado, não queremos ficar sem você!!! Mas estaremos lá firme e forte no casório! Não poderia deixar de fora um presente na minha vida, Paulo Ivo. Esse chegou do nada e rapidinho conquistou meu coração e minha amizade de um jeito que até hoje não consigo explicar. Que coração lindo!! Esse é um amigo que tenho certeza que sempre esse estará presente na minha vida, mesmo de longe marca presença diariamente. E trouxe um sabor especial para nossa república, com seus pratos deliciosos e a maior paixão e disposição para cozinhar!! Te amo muito, moleque!!! E nós temos a presença especial até da Xuxa na nossa república, não é Bruna? Queridona, especial demais, sempre no coração, assim como a linda Manu, que ajudou tanto que eu fico até sem graça!! Super querida!!! Ao povo todo que sempre deixa nossa república mais alegre, Victor, Fabio, Carinhoso, Samambaia, Heron, Jamile, Emeline, Caio e o Zé bengala! Obrigada a todos!!

Um agradecimento especial ao amigo Vagner Fisher!!! Fundamental ajuda pra o desenvolvimento desse trabalho, assim como no lado pessoal, sempre zeloso comigo! Mesmo com seu jeitinho “rabugento” é um querido amigo!! Obrigada por tudo, Babuja!!! Outro agradecimento que eu não poderia deixar de fora é do querido Sr. João.

Uma pessoa muito querida que esteve sempre presente nesse período do mestrado, sempre com boas conversas, boas histórias e muito zelo comigo! Ainda vamos numa pescaria juntos!!

Foram muitos os que ajudaram, os que de certa forma deram força e que se eu colocasse o que cada um merece aqui, daria um capítulo da dissertação!! Obrigada a todos que fizeram parte desse trabalho!! Deixo aqui meu agradecimento aos professores, em especial o Fabio e o Mike, sempre me auxiliando nos laboratório e dando bons estímulos, assim como boas conversas e risadas. Aos funcionários do Nupem, todos sempre muito queridos comigo em todos os momentos, as meninas da cantina estão, sempre ajudando em tudo! Lena, Nega, Branca, Inês! Todas umas queridonas!! Clícia: “Vigia que o João vai chegar e pegar a Paula na cozinha!!!” Ótimos momentos que eu vou levar pra sempre!!

Aos professores que aceitaram gentilmente a fazer parte da minha banca, Érica Caramaschi, Alexandre Garcia, Luciano Neves e Marcos Paulo Barros.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação da UFRJ – Campus Macaé Professor Aloísio Teixeira, aos professores, alunos e funcionários. À CAPES pela bolsa concedida e a FAPERJ, FINEP, TECAMB e Petrobras pelo financiamento parcial da pesquisa.

**FICHA CATALOGRÁFICA**

Catelani, Paula Araujo

A influência do gradiente ambiental do estuário do rio Macaé, RJ, na composição da ictiofauna: uma abordagem das guildas ecológicas/ Paula Araujo Catelani. – Macaé: UFRJ/ Macaé Prof. Aloísio Teixeira, 2013. XIV, 48f.: il..

Orientadora: Ana Cristina Petry

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ Macaé/ Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, 2013.

Referências Bibliográficas: f. 49-59.

1. Comunidade de peixes. 2. Pluviosidade. 3. Salinidade. 4. Sudeste do Brasil. 5. Variação intraanual. I. Petry, Ana Cristina. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Campus – Macaé Prof. Aloísio Teixeira, Macaé, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação. III. A influência do gradiente ambiental do estuário do rio Macaé, RJ, na composição da ictiofauna: uma abordagem das guildas ecológicas.

**A INFLUÊNCIA DO GRADIENTE AMBIENTAL DO ESTUÁRIO DO RIO  
MACAÉ, RJ, NA COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA:  
UMA ABORDAGEM DAS GUILDAS ECOLÓGICAS**

Paula Araujo Catelani

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Ana C. Petry

Resumo da Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Campus UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação.

Estuários são corpos d'água restritos, com livre conexão com o mar, onde ocorre a diluição da água marinha pela água doce proveniente da drenagem continental. Na região tropical, os parâmetros ambientais variam de acordo com o regime sazonal de chuvas, que determina a intensidade da descarga dos rios e, conseqüentemente, os padrões de distribuição e abundância dos organismos nesses ambientes. O presente trabalho buscou investigar se e como os parâmetros ambientais regulam a distribuição dos peixes ao longo de ~16 km do estuário do rio Macaé, RJ. Amostragens trimestrais foram realizadas entre junho de 2011 e março de 2012 em cinco pontos, empregando aparatos de pesca diversos, com o registro de nove variáveis físico-químicas. Uma análise de componentes principais segregou o estuário em dois trechos: o superior, caracterizado por água doce, menor profundidade e maior transparência da água e o inferior, com maiores salinidade e profundidade. Variações intraanuais na pluviosidade foram importantes na diferenciação desses trechos. Um total de 128 espécies foi registrado, sendo que apenas os peixes capturados em redes de espera foram considerados na comparação da riqueza de espécies e análises multivariadas. Apesar da menor abundância e número de espécies dos pontos do trecho superior, a maior equidade das espécies resultou em riqueza elevada e comparável àquela do ponto sob maior influência do ambiente marinho. Relações foram estabelecidas entre os parâmetros ambientais e a composição e abundância numérica das espécies, determinando a formação de dois agrupamentos, tanto na estiagem quanto na estação chuvosa. Um agrupamento foi formado por espécies pertencentes às guildas marinhas residentes ou ocasionais e outro às guildas de espécies residentes dulcícolas. A zonation

das espécies no eixo longitudinal do estuário foi marcada pela substituição de espécies de acordo com sua tolerância à salinidade. Dez espécies numericamente abundantes e frequentes nas amostragens foram indicadoras de trechos na estiagem e estação chuvosa, como a introduzida *Clarias gariepinus*. A elevada riqueza de espécies pertencentes a diversas guildas de uso do ambiente evidencia a relevância do estuário do rio Macaé tanto na manutenção dos organismos residentes, como daqueles que o utilizam em determinados períodos do ano ou fases de seu ciclo de vida.

Palavras-chave: Comunidade de peixes, Pluviosidade, Salinidade, Sudeste do Brasil, Variação intraanual.

Macaé

Abril, 2013

**THE INFLUENCE OF THE ENVIRONMENTAL GRADIENT OF THE MACAÉ  
RIVER ESTUARY, RJ, ON THE COMPOSITION OF THE ICHTHYOFAUNA:  
AN APPROACH OF THE ECOLOGICAL GUILDS**

Paula Araujo Catelani

Orientadora: Prof<sup>ª</sup> Dr<sup>ª</sup> Ana C. Petry

*Abstract* da Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Campus UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação.

Estuaries are restricted water bodies, directly connected with the sea, where undergoes the dilution of seawater by the freshwater input from the continental drainage. In the tropics, the environmental parameters vary according to the seasonal rainfall regime, which determines the intensity of river discharge and consequently the patterns of distribution and abundance of organisms in those environments. The present study investigated whether and how environmental parameters control the distribution of fish along ~ 16 km of the Macaé river estuary, RJ. Quarterly samplings were performed between June 2011 and March 2012 at five points, employing various fishing gears and recording nine physico-chemical variables. A principal component analysis segregated the estuary into two stretches: the upper estuary, characterized by freshwater, lower depth and greater water transparency, and the lower estuary, with higher salinity and depth. Intra-annual variations in rainfall were important in the differentiation of these stretches. A total of 128 species was recorded, but only fish caught in gill nets were employed in the comparison of species richness and multivariate analyses. Despite the lower abundance and species number of the sampling points in the upper estuary, the greater evenness of species resulted in a high species richness comparable to the sampling point under greater influence of the marine environment. Causal relationships were established between environmental parameters and the composition and abundance of species, determining the formation of two groups, either in the dry and in

the rainy season. A group was formed by marine species belonging to residents or occasional guilds and other by freshwater resident species guilds. The zonation of species along the longitudinal axis of the estuary was marked by the replacement of species according to their tolerance to salinity. Ten species numerically abundant and frequent in the samples were indicators of the stretches in the dry and rainy season, as the introduced *Clarias gariepinus*. The high richness of species belonging to several guilds of habitat use highlights the relevance of the Macaé river estuary either in the maintenance of resident organisms, as those who use it at certain times of the year or phases of their life cycle.

**Kew-words:** Fish community, Rainfall, Salinity, Southeastern Brazil, Intra-annual variations.

Macaé

Abril, 2013

**SUMÁRIO**

<b>1- INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
<b>2- METODOLOGIA</b>	<b>8</b>
2.1- Área de Estudo	8
2.2- Amostragem	9
2.3- Análise de dados	12
<b>3- RESULTADOS</b> -----	<b>16</b>
3.1- Parâmetros ambientais	16
3.2- Composição da ictiofauna	21
3.3- Composição das guildas	23
3.4- Seletividade dos aparatos de pesca	25
3.5- Relação entre as variáveis físico-químicas e a composição e abundância da ictiofauna	27
3.6- Espécies indicadoras	31
<b>4- DISCUSSÃO</b>	<b>35</b>
<b>5- CONSIDERAÇÕES FINAIS</b>	<b>46</b>
<b>6- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>49</b>
<b>7- APÊNDICES</b>	<b>60</b>

## 1- INTRODUÇÃO

Estuários são corpos d'água restritos, onde ocorre a diluição da água marinha pela água doce proveniente da drenagem continental, tendo uma livre conexão com o mar aberto, e com seu limite continental definido como o limite dos efeitos da maré (Cameron & Pritchard, 1963; Fairbridge, 1980). Nos últimos anos, tem sido dada atenção especial para a revisão da definição de estuários, com a intenção de contemplar os diferentes tipos de formações desses sistemas. Potter et al. (2010) propuseram uma definição que contempla as principais características dos estuários e de acordo com estes autores, “estuário é um corpo de água costeiro que é permanentemente ou periodicamente conectado com o mar, o qual recebe, ao menos, alguma descarga fluvial, o que torna a água desse ambiente menos salina que a água do mar. Varia temporalmente e espacialmente, podendo tornar-se hipersalino em algumas regiões, quando a perda de água por evaporação é alta e o aporte de água doce e das marés é baixo”. Esta é uma definição que tem sido fortemente aplicada aos estuários australianos, que apresentam uma descarga de água doce reduzida, principalmente no verão, cujas conexões com o oceano podem ser permanentes, periódicas ou ocasionais (Gillanders et al., 2011).

No eixo longitudinal de um estuário podem ser observadas significativas variações dos principais processos oceanográficos atuantes, tais como circulação costeira, período e amplitude da maré. Considerando diferenças espaciais na intensidade desses processos no sistema estuarino, em muitos casos os estuários são divididos em três regiões: o *alto estuário*, correspondente à parte fluvial do rio, com salinidade praticamente nula, porém ainda sujeita à influência da maré e a ação de ventos associados a períodos de estiagem; o *médio estuário*, onde ocorre a mistura da água doce da drenagem continental com a água do mar; e o *baixo estuário*, região de livre conexão com o mar, com o predomínio da água marinha (Fairbridge, 1980). Os limites entre as regiões são dinâmicos e sua posição ao longo do estuário pode variar temporalmente, por diversos fatores como a sazonalidade climática, a descarga fluvial, a intensidade do vento e pelos processos oceanográficos (Miranda et al., 2002). Namiki (2008), por exemplo, registrou que a variação sazonal da precipitação e a consequente descarga de água doce são os principais fatores que alteram os limites entre as regiões do alto, médio e baixo estuário do rio Macaé, RJ. A mesma dinâmica foi descrita para o

estuário do rio Caeté, onde a região do médio estuário apresentou características do baixo estuário durante a estação seca e no início da estação chuvosa, embora no final da estação chuvosa as águas do estuário superior passassem a influenciar esta região (Barletta et al., 2004). Em alguns casos, a descarga de água doce é suficientemente pronunciada para que a região de mistura ocorra a jusante, na zona costeira. Esta extensão oceânica do estuário, influenciada pela descarga de um rio e dependente da intensidade de seu fluxo, é denominada de pluma de rio (Miranda et al., 2002). Embora algumas espécies de peixes possam ocupar as três regiões, muitas tendem a exibir uma preferência por uma região estuarina particular, de modo que a estrutura da comunidade varia na extensão longitudinal do estuário, de acordo com as condições ambientais em cada região (Neves et al., 2010).

A descarga do rio tem uma marcada influência na geomorfologia, salinidade, teor de oxigênio dissolvido, turbidez e disponibilidade de nutrientes nos estuários. Estes, por sua vez, exercem efeito sobre os padrões de distribuição e abundância de organismos estuarinos (Drinkwater & Frank, 1994; Grange & Allanson, 1995). Garcia e Vieira (2001), em estudos no estuário da Lagoa dos Patos, verificaram que o aumento da descarga fluvial durante a ocorrência do fenômeno *El Niño*, determinava um aumento na riqueza de espécies pelo incremento do número de espécies dulcícolas. Esta relação também é notável para indivíduos jovens de peixes marinhos, que utilizam os estuários temporariamente para reprodução e / ou alimentação. As distâncias que os organismos marinhos adentram e o intervalo de tempo que permanecem nos estuários dependem de sua capacidade osmorregulatória (Kimmel & Romano, 2004). A elevada descarga de água doce associada ao evento *El Niño* 1997-1998 na Lagoa dos Patos aparentemente transportou a espécie estuarino residente, *Atherinella brasiliensis* do interior do estuário para a região marinha adjacente, comprometendo o sucesso do seu ciclo reprodutivo no estuário. As mesmas condições associadas ao *El Niño* não teriam permitido também que os juvenis da tainha *Mugil platanus*, provenientes da região marinha, penetrassem em abundância para o interior do estuário naquele período (Garcia et al., 2001). Adicionalmente, o gradiente de salinidade também pode afetar indiretamente a distribuição dos recrutas marinhos, por restringir a distribuição espacial de suas presas (Kimmel & Romano, 2004).

Segundo Blaber (2002), a composição da ictiofauna estuarina resulta da interação de uma série de fatores, entre os quais, os mais importantes são: (a) o tamanho do estuário, a profundidade e a variação dos parâmetros ambientais, particularmente

salinidade e turbidez, bem como os tipos de habitats, principalmente a ocorrência, composição e extensão dos manguezais; (b) a natureza e a profundidade das águas da região costeira adjacente e, em menor grau, a da água doce; (c) a localização geográfica do estuário, tanto em termos de latitude como em relação à influência de componentes físicos e estruturais marinhos, como a ocorrência de correntes, ressurgência, recifes e ilhas. Em relação à estrutura das comunidades, ou seja, a composição das espécies e atributos como riqueza específica, abundância numérica e de biomassa, acredita-se que a mesma seja determinada por filtros ambientais que atuam de forma integrada, porém em diferentes escalas. Localmente, por exemplo, a composição das espécies é determinada pela tolerância fisiológica dessas às condições ambientais e pelas interações bióticas (e.g. Lortie et al., 2004). Os estudos envolvendo a ictiofauna em estuários demonstram que a salinidade desempenha um papel importante na formação e estruturação das comunidades (Wagner & Austin 1999; Whitfield 1999; Martino & Able 2003; Barletta et al 2005; Selleslagh & Amara, 2008). Thiel et al. (1995) relataram a salinidade e a temperatura como sendo os melhores preditores respectivamente da riqueza e da abundância de peixes em estuários temperados. No entanto, a temperatura raramente é um fator estruturante em áreas tropicais, pois permanece relativamente estável durante o ano inteiro. Por outro lado, estuários tropicais geralmente apresentam elevada turbidez, que também é considerada uma característica importante para o crescimento de peixes juvenis, uma vez que os predadores visuais são menos eficientes em reduzidos níveis de transparência da água (Blaber & Blaber, 1980; Robertson & Blaber, 1992; Blaber, 2000).

Apesar das alterações periódicas na composição das comunidades de peixes estuarinos, em virtude da ocorrência de espécies marinhas ou dulcícolas ocasionais, sua estrutura básica apresenta-se relativamente estável, ou mesmo previsível. Esta relativa estabilidade resulta de diversos fatores, tais como uma distribuição determinística das espécies ao longo do gradiente longitudinal estuarino, em função de suas tolerâncias diferenciadas aos fatores ambientais e a relativa dominância de poucas espécies que apresentam maior plasticidade alimentar (McErlan et al., 1973; Blaber & Blaber, 1980; Whitfield, 1999; Paterson & Whitfield, 2000). Assim, além das comunidades compostas pelas espécies residentes, os estuários são viveiros, rotas de migração e áreas de refúgio para uma variedade de outras espécies de peixes que dispõem apenas parte de seu ciclo de vida nesses ecossistemas (Whitfield 1990, 1998; Blaber 1997; Potter & Hyndes 1999; Mcluskly & Elliott, 2004). As espécies de salmão do pacífico *Oncorhynchus* spp.,

por exemplo, ocupam os estuários apenas durante um período relativamente curto do seu ciclo de vida. Para esses salmões juvenis, os estuários servem como habitats importantes para o crescimento (Gray et al., 2002; Bottom et al., 2005a; Greene et al., 2005), desempenhando um papel fundamental na história de vida dos indivíduos e na variabilidade intrapopulacional (Bottom et al., 2005b).

As abordagens de descrição e classificação das comunidades estuarinas geralmente usam um ou mais de três conjuntos de atributos: o primeiro e, mais comumente empregado, é baseado na composição das entidades taxonômicas, ou seja, as espécies que compõem as comunidades; o segundo, no tamanho e biomassa dos indivíduos e o terceiro, sobre os atributos funcionais dos organismos (Nagelkerken & van der Velde, 2004; Akin et al., 2005). Quando combinados, esses atributos maximizam informações sobre a estrutura e funcionamento das comunidades. Neves et al. (2010) e Harrison & Whitfield (2005) empregaram esta abordagem em estudos de comunidades baseadas em identidades taxonômicas em áreas geográficas restritas, respectivamente no estuário Mambucaba e em estuários Africanos. Entretanto, o conjunto desses atributos é menos robusto para comparar comunidades de diferentes regiões biogeográficas, comprometendo a habilidade de determinar características comuns de funcionamento da comunidade dentro e entre habitats e ecossistemas (Elliott et al., 2007). Consequentemente, muitos estudos tem seu escopo restrito às entidades taxonômicas e sua variação sazonal e espacial de acordo com os parâmetros ambientais de cada estuário (Nordlie, 1979, 2003; Yáñez-Arancibia et al., 1980, 1988; Marshall & Elliott 1996, 1998; Potter et al., 1997; Blaber, 2000). Uma abordagem alternativa é a análise funcional da estrutura da comunidade, na qual as espécies são reunidas em grupos ou guildas funcionais. Em sua importante contribuição revisando a temática de peixes estuarinos, Elliott et al. (2007) resgatam as contribuições de Root (1967), que definiu como guilda o grupo de espécies que exploram uma mesma classe de recursos ambientais de forma semelhante. De acordo com esses autores, o conceito de guildas foi pioneiramente desenvolvido para peixes que habitam estuários em trabalhos seminais como os de McHugh (1967), Perkins (1974), Wallace & van der Elst (1975) e Haedrich (1983), que particionaram os componentes do nécton estuarino em grupos ecológicos. O conceito também foi usado por de Sylva (1975), que definiu agrupamentos de peixes estuarinos com base em suas preferências de alimentação e, posteriormente, este tipo de análise foi estendida de forma a incluir também as preferências de migração, reprodução e ocupação do habitat (Potter et al., 1990; Elliott & Dewailly, 1995; Potter & Hyndes,

1999). Dessa forma, como uma ferramenta metodológica, a abordagem de guildas representa uma possibilidade de comparar ambientes estuarinos e outros habitats de transição em todo o mundo, desde que as informações básicas acerca da autoecologia das espécies seja conhecida. Albaret et al. (2004) compararam os resultados obtidos em pesquisa realizada no estuário do rio Gambia, oeste da África, com outros estudos realizados em estuários africanos, a partir das guildas ecológicas. De acordo com esses autores, o estuário do rio Gambia não pode ser considerado um ambiente diverso pelo número de espécies; porém, em termos de categorias ecológicas e histórias de vida, esse sistema apresenta uma biodiversidade próxima a / ou maior do que a de muitos outros sistemas estuarinos do oeste da África. Para o oeste africano, a diversidade dos ciclos vitais e as categorias ecológicas sumarizadas pelas guildas tem se mostrado ferramentas adequadas para a avaliação da integridade dos ambientes estuarinos (Albaret et al., 2004).

Os estuários prestam serviços e funções ecológicas de grande importância para a sustentabilidade da zona costeira, incluindo a sociedade humana, que se estabelece cada vez mais nessas áreas (Contanza et al., 1997; Diamond, 2009). Dentre esses serviços, destacam-se: i) o fornecimento hídrico; ii) o controle da linha da costa e da erosão e retenção de sedimento; iii) a ciclagem e a aquisição de nutrientes, como fixação de nitrogênio, fósforo, potássio e outros; iv) refúgio e a produção de alimentos, sendo berçário de diversas espécies e local de migrações; e vi) os recursos culturais, promovendo oportunidades para usos sem fins econômicos, por meio da beleza cênica. Em condições naturais, os estuários são biologicamente mais produtivos que os rios ou oceanos, por apresentarem altas concentrações de nutrientes que estimulam as produtividades primária e secundária na região costeira, dando suporte para os processos ecológicos bem como para as diversas atividades humanas. A importância econômica dos estuários deve-se ao seu papel de área de crescimento de várias espécies de interesse econômico capturadas na região costeira, e também a própria pesca artesanal que neles acontece (Aveline, 1980). Segundo IBAMA (2007), no Brasil, em 2007, a pesca estuarina e marinha registrou uma produção de 539.966,5 toneladas, com faturamento estimado em 1.788.434.035,00 reais. O Estado do Rio de Janeiro foi responsável por 82.528,5 toneladas, com crescimento de 23,3% em relação ao ano de 2006. As espécies de peixes que mais contribuíram no crescimento da produção foram: a corvina com 162,8%, a cavalinha com 98,0%, a sardinha-verdadeira com 74,6% e a tainha com 52,2%. Porém, a importância destas áreas tem sido comprometida,

considerando que cerca de 60% das metrópoles mundiais, incluindo aquelas no Brasil, estão localizadas nas proximidades desses ecossistemas (Diamond, 2009). Dessa forma, é considerável a influência antrópica nestas áreas, comprometendo a sustentabilidade ambiental (Miranda et al., 2002).

Numa perspectiva histórica, além do aproveitamento hídrico e de recursos pesqueiros, atividades agropecuárias e industriais são desenvolvidas no entorno dos estuários do Sudeste Brasileiro. Consta que no século XVIII, as margens do estuário do rio Macaé, no município de Macaé, RJ, eram pouco povoadas e apresentavam extensas áreas de várzea. Entretanto, a sede do município foi instalada adjacente ao estuário e com o crescimento da cidade, este sistema sofreu inúmeras alterações ao longo dos anos, especialmente com as obras de dragagem, retilinização e alargamento em cerca dos 26 km de extensão do baixo curso do rio Macaé, no final da década de 60 e início da década de 70. Visando a drenagem das áreas alagáveis, essas obras foram realizadas pelo extinto Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS) com o objetivo de diminuir a incidência da malária na região. Essas obras, porém, trouxeram impactos ambientais consideráveis, como o desaparecimento parcial de extensas várzeas repletas de vegetação natural, redução das áreas de desova de peixes e consequente diminuição do pescado (Costa, 2006). Outra atividade indireta, porém importante para aceleração da degradação ambiental do estuário do rio Macaé foi a exploração *offshore* de petróleo e gás da Bacia de Campos. A instalação de empresas da cadeia de exploração do petróleo determinou um intenso crescimento populacional e das atividades econômicas, gerando uma pressão ainda maior sobre os recursos naturais e alterações nas condições ambientais, principalmente na região do baixo curso do rio (Costa & Ferreira, 2010). Apesar dessas fontes de impacto, o estuário do rio Macaé apresenta grande importância ambiental, econômica e social, pois suas águas de montante abastecem as populações dos municípios de Macaé e Rio das Ostras, são utilizadas no processo industrial de termelétricas, além de outras empresas petrolíferas do ramo *offshore*. Outra atividade econômica de grande importância e historicamente suportada pelo estuário é a pesca. Segundo dados da colônia de pescadores de Macaé, existem em torno de 1.800 pescadores profissionais no município. Mesmo diante de tamanha importância, este estuário vem sofrendo diversos impactos, muitos deles de forma direta, como lançamento de esgoto doméstico (Pinheiro, 2008), além da agricultura e pecuária, que abrangem 21,57% e 40,98% do total da bacia do rio Macaé, respectivamente (Souza et al., 2009).

Compreender a dinâmica espaço-temporal, classificar e categorizar a fauna estuarina tem se tornado uma ferramenta importante e essencial tanto como uma ajuda na compreensão e gestão dos efeitos das atividades humanas em estuários como para compreender os efeitos da variação ambiental na composição e estrutura das comunidades de peixes (Whitfield & Elliott 2002; McLusky & Elliott, 2004). Nesse contexto, o presente trabalho investiga se e como os parâmetros ambientais regulam a distribuição dos peixes ao longo de um gradiente ambiental (~16 km) no estuário do rio Macaé. Os resultados ora reportados complementam iniciativas anteriores realizadas nos trechos a montante por Brito (2007), desde a cabeceira até trechos do baixo rio Macaé; e por Jaramillo-Villa (2010), abrangendo trechos mais conservados a montante e trechos retificados do baixo Macaé. Assim, o presente estudo compreende um trecho do rio Macaé nunca estudado anteriormente. As principais questões abordadas para o estuário do rio Macaé são: (1) Existe uma marcada diferenciação espacial e temporal do estuário em relação aos parâmetros ambientais? (2) Ocorre alteração na estrutura das comunidades de peixes em termos de composição, abundância e biomassa ao longo do estuário? (3) Qual a importância relativa dos parâmetros ambientais na estruturação das comunidades de peixes ao longo do gradiente? (4) É possível caracterizar a distribuição espacial e temporal dos peixes agrupados em guildas ecológicas de uso do estuário? Em caso afirmativo, é possível identificar os parâmetros ambientais que mais influenciam essa distribuição? (5) É possível identificar espécies características do estuário que se destacam por sua frequência e dominância?

Além de preencher uma lacuna de conhecimento sobre a distribuição da ictiofauna no estuário do rio Macaé, este trabalho contribui para o entendimento da dinâmica e dos fatores que influenciam a diversidade de peixes em áreas estuarinas da região Neotropical. Para isto, o rio Macaé foi selecionado como um sistema modelo, em virtude de sua importância econômica e ecológica e a carência de estudos contemplando sua porção inferior. Assim, esperamos evidenciar uma zonation ictíca no gradiente ambiental longitudinal do estuário do rio Macaé, determinada pelos parâmetros ambientais, possivelmente pela salinidade da água.

## 2- METODOLOGIA

### 2.1- Área de Estudo

O rio Macaé ( $22^{\circ} 21' - 22^{\circ} 28' S$  e  $42^{\circ} 27' - 42^{\circ} 35' W$ ) é um rio de médio porte, com cerca de 130 km de extensão, cuja bacia hidrográfica está localizada na região das Bacias do Leste (Figura 1). A bacia drena uma área de 1.765 km<sup>2</sup>, envolvendo praticamente toda a área do município de Macaé (1.448 km<sup>2</sup>), parte dos municípios de Rio das Ostras (11 km<sup>2</sup>) e Carapebus (11 km<sup>2</sup>), além dos municípios de Casimiro de Abreu (83 km<sup>2</sup>), Conceição de Macabu (70 km<sup>2</sup>) e Nova Friburgo (142 km<sup>2</sup>), sendo que neste último estão localizadas suas nascentes, a 1.500 m de altitude, no Pico do Tinguá.

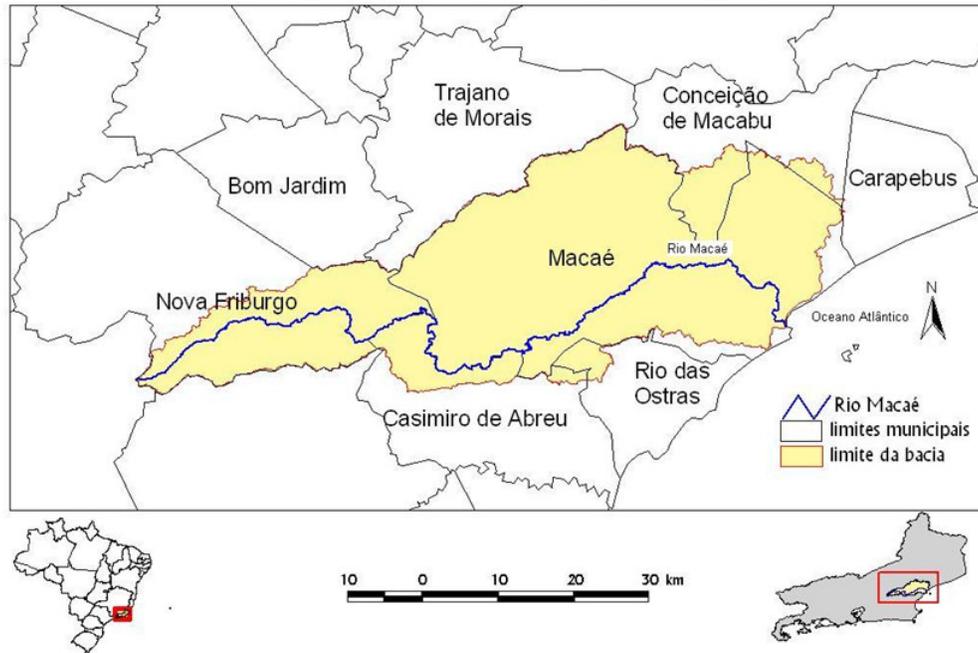


Figura 1: Localização da Bacia do rio Macaé no Estado do Rio de Janeiro (inferior direito), e o percurso da calha principal deste rio, desde as nascentes em Nova Friburgo até sua foz em Macaé.

O rio Macaé apresenta uma vazão média de  $45,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (Amaral, 2003). Sua calha principal se desenvolve no sentido oeste-leste, até desaguar no Oceano Atlântico, junto à cidade de Macaé, como um rio de sétima ordem (SEMADS 2001; Baptista et al. 2001; Amaral, 2003). A composição do entorno do rio Macaé é variável devido aos diferentes usos do solo, compreendendo desde extensas áreas de Mata Atlântica relativamente bem conservadas no alto curso, até grandes áreas de pastagens

especialmente no baixo curso (Bizerril & Primo, 2001). Seu canal é pedregoso em todo o curso superior e se torna arenoso no curso inferior, com eventuais pedras aluviais. O canal principal do estuário do rio Macaé é relativamente estreito e pouco profundo, com aproximadamente 3,0 m (Weber, 2001). Esta região tem marés do tipo semi-diurnas de média amplitude, com variação em torno de 1,0 m nas marés de sizígia e 0,5 m nas marés de quadratura. A região apresenta clima mesotérmico sempre úmido, com cerca de 1.500 a 2.000 mm de precipitação média anual. Segundo Beltrão (2003), a estação chuvosa se estende de novembro a abril, quando podem ocorrer cheias do rio, e a estação seca, caracterizada pela estiagem, se estende de maio a outubro. De forma geral, o período contemplado no presente estudo seguiu este padrão de sazonalidade pluviométrica, exceto pela queda drástica na precipitação em fevereiro, mês que registrou valores ínfimos de pluviosidade. Foi registrada a ocorrência de uma cheia unimodal associada ao período de maior pluviosidade (Figura 2).

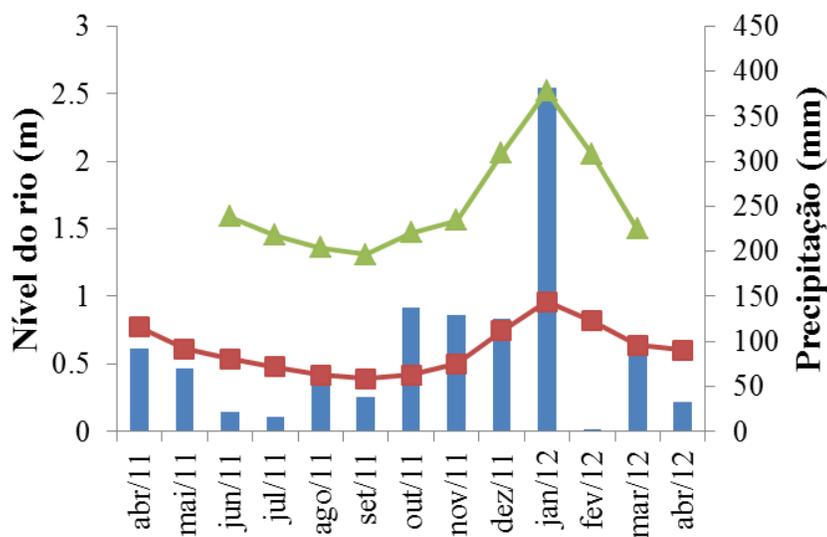


Figura 2: Precipitação mensal acumulada (barra) no município de Macaé e nível fluviométrico do rio Macaé em Galdinópolis (linha vermelha), no município de Nova Friburgo, e na estação Severina (linha verde), no município de Macaé (próximo ao P4), no período de abril de 2011 a abril de 2012. Fonte: INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) e HidroWeb (Sistema de Informações Hidrológicas).

## 2.2- Amostragem

Foram realizadas quatro campanhas trimestrais nos meses de junho, setembro e dezembro de 2011 e março de 2012, em cinco pontos no estuário do rio Macaé, seguindo o gradiente de distância jusante-montante em relação ao manguezal existente no estuário (P0, P1, P2, P3 e P4) (Figura 3; Tabela 1). Porém, por questões envolvendo a logística das amostragens, as duas primeiras campanhas em P0 em julho e outubro; em P1 em agosto e outubro e nos pontos 2, 3 e 4, a última campanha ocorreu em abril de 2012. Os parâmetros ambientais salinidade, condutividade, temperatura e oxigênio dissolvido foram mensurados com a utilização de um termocondutivímetro (YSI 85; Yellow Spring); a transparência (profundidade do disco de Secchi em relação à profundidade total), cobertura vegetal e profundidade foram registrados por ocasião de cada amostragem. Especificamente para os pontos de jusante (0 e 1) e no P2, as variáveis salinidade, temperatura e oxigênio dissolvido foram mensuradas na superfície e fundo, sendo os valores médios utilizados nas análises posteriores. Amostras de água de cada ponto foram coletadas e conduzidas para o Laboratório de Ecologia Aquática do NUPEM/UFRJ Macaé para a determinação dos valores de ortofosfato, nitrogênio dissolvido total, clorofila *a* e carbono orgânico dissolvido. Amostras de sedimento de cada ponto amostral foram coletadas para análises de matéria orgânica e granulometria.

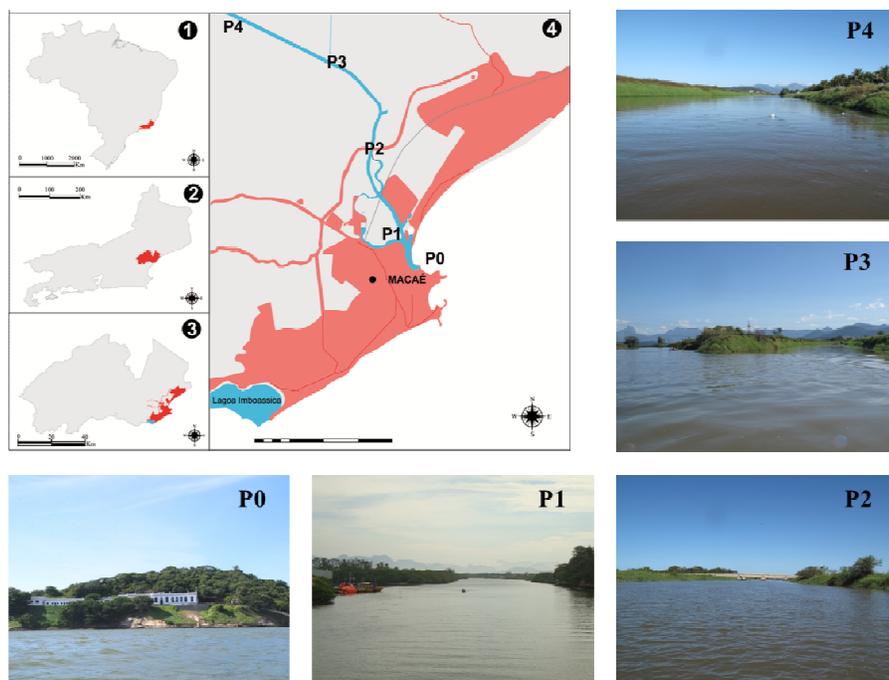


Figura 3: Localização da área de estudo e identificação dos cinco pontos amostrais ao longo do estuário do rio Macaé, RJ (Adaptado de Costa, 2006).

Tabela 1: Caracterização dos cinco pontos amostrais no estuário do rio Macaé, RJ, em relação à localização, caracterização do entorno, data de coleta, tipo e variação de maré no período de amostragem: (Q) quadratura; (S) sizígia. Fonte: Diretoria de hidrografia e navegação ([www.mar.mil.br](http://www.mar.mil.br)).

Ponto	Distância em relação ao mar (km)	Coordenadas geográficas	Caracterização do entorno	Data	Maré	Variação da maré	Equipamento de pesca
0	0	22°22'15,5" S - 41°46'23,2"W	Praia do Pontal	13/07/2011	Q	1,1	Arrasto de porta
				03/10/2011	S	0,6	Arrasto de praia
				20/12/2011	Q	0,6	Tarrafa
				27/03/2012	S	0,8	Rede de espera
1	2	22°22'04"S - 41°46'39"W	Área urbanizada/Cais do Porto	02/08/2011	S	1,4	Arrasto de porta
				06/10/2011	Q	0,6	Tarrafa
				21/12/2011	Q	0,9	Rede de espera
				19/03/2012	Q	1,0	
2	5	22°20'10,5"S - 41°47'08,7"W	Área urbanizada	18/06/2011	S	1,2	Arrasto de porta
				26/09/2011	Q	1,4	Tarrafa
				14/12/2011	S	0,7	Rede de espera
				14/04/2012	Q	0,6	Puçá
3	12	22°12'56,4"S - 41°50'16"W	Agropecuária	18/06/2011	S	1,2	Arrasto de porta
				26/09/2011	Q	1,4	Tarrafa
				14/12/2011	S	0,7	Rede de espera
				14/04/2012	Q	0,6	Puçá
4	16	22°17'43,4"S - 41°52'36,2"W	Agropecuária/Usina termoelétrica	18/06/2011	S	1,2	Arrasto de porta
				26/09/2011	Q	1,4	Tarrafa
				14/12/2011	S	0,7	Rede de espera
				14/04/2012	Q	0,6	Puçá

Os equipamentos de pesca empregados foram duas baterias de sete redes de espera (malha 15, 20, 25, 30, 35, 40 e 45 mm entre-nós opostos) expostas entre 8 e 20 h,

dez lances de tarrafas de diferentes malhagens (malha 10, 20 e 25 mm entre-nós opostos), dois arrastos de porta com duração de 15 minutos, um contra e outro a favor da corrente (malha de 5 mm entre-nós opostos), além de arrasto, peneiras e puçás na margem. Considerando características físicas e estruturais diferenciadas entre os pontos amostrais, houve variação no esforço de captura e equipamentos empregados. O esforço das redes de espera foi duplicado no P0, com a instalação de uma bateria na superfície e outra no fundo nas imediações do Forte Marechal Hermes e em frente à praia do pontal. Arrastos não puderam ser executados em P3 e P4 em virtude da baixa profundidade na calha do rio e elevada inclinação marginal, enquanto peneiras e puçás não foram empregados em P0 e P1 pela ausência de estruturação marginal (Tabela 1). Imediatamente após a coleta dos peixes, todos os indivíduos foram fixados em solução de formalina 4% e posteriormente conservados em álcool 70%. No Laboratório Integrado de Zoologia do NUPEM/UFRJ Macaé os peixes foram identificados e seus dados biométricos foram registrados (comprimento total, comprimento padrão, cm; peso total, g). Exemplares de cada espécie foram depositados na Coleção de Peixes do NUPEM/UFRJ Macaé.

### **2.3- Análise de dados**

Os parâmetros ambientais foram resumidos através de uma análise de componentes principais (ACP) aplicada à matriz dos dados logaritmizados ( $\log_{10}x+1$ ), exceto para os valores de matéria orgânica e transparência da água, que foram transformados em arco-seno. Na ACP, foram retidos para interpretação ecológica apenas os eixos significativos pelo critério de Broken Stick. Na ordenação das amostras em função de sua similaridade nas condições ambientais, a ACP evidenciou uma segregação espacial entre os pontos de amostragem P2, P3 e P4 e os pontos P0 e P1, e temporal entre os meses junho e setembro e os meses dezembro e março. Dessa forma, em todas as análises que envolveram avaliar a variação espacial e temporal nas variáveis resposta, P2, P3 e P4 foram consideradas as réplicas do trecho superior do estuário, P0 e P1 as réplicas do trecho inferior, junho e setembro as réplicas da estiagem e dezembro e março as réplicas da estação chuvosa. Uma análise de variância (ANOVA) bifatorial protegida foi aplicada aos escores dos eixos da ACP, sendo os fatores os trechos do estuário e a estação, além de sua interação. Considerando que este

procedimento detectou diferenças significativas em pelo menos um dos eixos, ANOVAS bifatoriais foram aplicadas separadamente aos escores de cada um deles.

Para fins comparativos e detecção de possíveis padrões relacionados com a abundância, biomassa e a distribuição no gradiente ambiental do estuário, as espécies de peixes foram previamente categorizadas em seis guildas ecológicas baseadas nos habitats preferenciais e requerimentos de história de vida. Como critérios para estabelecimento e alocação das espécies nas guildas descritas à seguir, foram considerados os trabalhos de Elliott et al. (2007), Fischer et al. (2011), além das observações pessoais (P. A. Catelani, V. L. M. dos Santos, A. C. Petry, É. M. P. Caramaschi):

- Estuarino-residentes (ER): composta por espécies que podem completar todo o ciclo de vida no estuário.
- Marinhas estuarino-dependentes (MED): composta por espécies que desovam no mar e utilizam obrigatoriamente o ambiente estuarino como criadouro das larvas e juvenis. Os sub-adultos destas espécies podem permanecer no estuário durante longos períodos e os adultos voltam às imediações do estuário para se alimentar;
- Marinhas estuarino-oportunistas (MEO): composta por espécies que desovam no mar e utilizam facultativamente ou oportunamente o ambiente estuarino como criadouro de larvas, juvenis e sub-adultos, podendo permanecer sob condições favoráveis no estuário o ano todo;
- Marinhas visitantes-ocasionais (MVO): composta por espécies que adentram em baixo número nos estuários, sobrevivem em um estreito limite de salinidade;
- Dulcícolas secundárias (DS): composta por espécies que em número moderado regularmente ocorrem nos estuários com salinidade  $< 0,5$  e
- Dulcícolas primárias (DP): composta por espécies pouco abundantes, limitadas à baixa salinidade, no trecho superior dos estuários.

Considerando as limitações impostas pelo uso diferenciado de parte dos artefatos de coleta, para fins comparativos entre os pontos amostrais e meses, os valores da abundância numérica e de biomassa das espécies foram expressos em frequência relativa de cada amostra. Com segregação das espécies em guildas ecológicas e a ausência da maior parte dessas em todos os pontos amostrais, houve problema com a ausência de replicação. Desta forma, não foi possível testar a significância das

diferenças entre as proporções de abundância numérica e de biomassa das espécies e guildas por ANOVAs bifatoriais.

Considerando as diferenças pronunciadas verificadas na abundância numérica (de 45 a 1301 indivíduos) e o fato de que o número de espécies é influenciado pelo tamanho da amostra (James & Rathbun 1981; Ludwig & Reynolds 1988; Glowacki & Penczak 2000), a riqueza de espécies foi comparada através da técnica de rarefação, baseada em 1000 randomizações, através do programa EstimateS (Colwell, 2005). Dessa forma, o estimador Mao Tau foi utilizado para calcular o número esperado de espécies em cada ponto, considerando tanto o menor quanto o maior tamanho amostral.

Correlações entre a composição e abundância numérica da ictiofauna (dados bióticos) e os parâmetros ambientais (dados abióticos) foram investigadas através de análises de correspondência canônica (ACC) (Ter Braak, 1986) aplicadas às 20 amostras, que representam cada ponto de coleta em cada uma das quatro campanhas nas quais foram realizadas as campanhas, e separadamente para as amostras das estações de estiagem (apenas os pontos das campanhas de junho e setembro de 2011) e chuvosa (pontos das campanhas de dezembro de 2011 e março de 2012). Os parâmetros ambientais utilizados na análise foram nitrogênio total dissolvido, ortofosfato, clorofila *a*, carbono orgânico dissolvido, oxigênio dissolvido, salinidade, transparência da água, profundidade e matéria orgânica. Com exceção da transparência, profundidade e matéria orgânica, que por estarem representados por proporção, onde foi aplicado o arcoseno, os demais parâmetros foram logaritimizáveis. A matriz biótica foi elaborada com as espécies que representaram 99% da abundância total nas amostragens. A ACC é uma análise de gradiente direta, que avalia quanto da variação nos dados bióticos pode ser explicada pelas combinações lineares dos parâmetros ambientais. A significância estatística das correlações entre os parâmetros abióticos e bióticos extraídas da ACC foi determinada através do teste de Monte Carlo (1000 randomizações).

Considerando os dados de ocorrência e abundância numérica, espécies indicadoras dos trechos superior e inferior do estuário e das estações chuvosa e de estiagem foram identificadas através do índice IndVal, proposto por Dufrene & Legendre (1997). De acordo com esses autores, espécies frequentes e abundantes em apenas um determinado trecho e estação são consideradas como indicadoras em potencial sempre que seu valor de IndVal for significativamente diferente daquele resultante do procedimento de realocação randômica de Monte Carlo (1000 randomizações).

Tanto no cálculo da rarefação, quanto nas ACCs e IndVal, apenas as espécies registradas nas capturas com redes de espera foram contabilizadas (Tabela 2). A abundância numérica das espécies capturadas com redes de espera foi expressa em captura por unidade de esforço (CPUE), como o número de indivíduos coletados em 1.000 m<sup>2</sup> de redes expostas por 12 h. Este procedimento possibilita a comparação entre as amostras, uma vez que as redes de espera foram o aparato de pesca utilizado em todos os pontos de amostragem e campanhas, além de controlar o esforço diferenciado empregado em P0. As análises multivariadas (ACP e ACC), além da técnica do IndVal foram realizadas através do programa PC Ord (McCunne & Mefford, 1999), enquanto as ANOVAs foram executadas através do programa Statistica<sup>TM</sup> (StatSoft, 2007). O nível de significância assumido em todos os testes foi de 5% ( $P < 0,05$ ).

Tabela 2: Identificação dos aparatos de pesca e suas respectivas capturas utilizados nas respectivas análises do presente estudo.

	Rede	Arrasto	Peneira	Tarrafa
1. Variação espaço-temporal				
Riqueza	X	X	X	X
Abundância	X	X	X	X
Biomassa	X	X	X	X
2. ACC	X			
3. IndVal	X			
4. Rarefação	X			

### 3- RESULTADOS

#### 3.1- Parâmetros ambientais

Os parâmetros ambientais mensurados no rio Macaé durante o período estudado evidenciaram variações entre os pontos e meses de coleta. Os pontos 0 e 1, em geral, apresentam padrões temporais similares, assim como os pontos a montante, 2, 3 e 4 apresentam características mais semelhantes entre si do que em relação aos pontos 0 e 1. Os pontos a montante, porém, apresentaram maiores variações entre os parâmetros ambientais mensurados entre as estações de estiagem e chuvosa (Figura 4).

A salinidade no estuário do rio Macaé variou entre 0 e 33,55 ppt. Os pontos a jusante 0 e 1 apresentaram os maiores valores de salinidade, especialmente nos meses de junho e setembro. Nos pontos a montante 2, 3 e 4 apresentaram salinidade da água mais baixa, especialmente na estiagem (Figura 4A). A temperatura da água variou entre 20,8 e 29,6 °C, sendo o menor valor encontrado em P0 em setembro e o maior no P3 na campanha de março. Em geral, os meses de estiagem (junho e setembro) apresentaram valores de temperatura da água inferiores aos dos meses chuvosos (dezembro e março) (Figura 4B). As concentrações de oxigênio dissolvido, ao contrário da temperatura, apresentaram, em geral, maiores valores nas campanhas de junho e setembro, com valores oscilando entre 6,27 e 9,52 mg/L e nas campanhas de dezembro e março entre 2,21 e 7,06 mg/L. Os pontos 0 e 1 apresentaram as menores variações entre as quatro campanhas realizadas (Figura 4C).

A análise dos valores de transparência da água demonstra que esta é maior, em geral, na estiagem nos pontos a montante, onde a transparência chega a 100%. Comparando os pontos a jusante, 0 e 1, com os pontos a montante, estes últimos apresentam valores maiores em ambas as estações (Figura 4D). A profundidade no estuário variou entre 0,46 e 4,6 m, sendo os menores valores de profundidade encontrados nos pontos a montante. Os valores mais baixos foram os da campanha de setembro (Figura 4E). Em relação aos nutrientes, as concentrações de ortofosfato variaram entre 0,273 e 5,038  $\mu\text{mol/L}$ . Essa variação não apresentou um padrão muito claro, exceto para P0, na região costeira adjacente, com concentrações de ortofosfato variando bruscamente entre as campanhas, sendo os valores mais altos encontrados nas campanhas de junho e setembro (Figura 4F). O nitrogênio total dissolvido apresentou concentrações entre 0,119 e 1,565 mg/L, sendo a maior concentração no ponto mais a montante, P4, na estação chuvosa (dezembro) (Figura 4G). Os valores de clorofila *a*

oscilaram entre 0 e 6,93 mg/L, com um pico ocorrendo em P0 em dezembro (Figura 4H). A variação nas concentrações de COD foi marcante entre os meses. O menor valor foi encontrado em P0 em junho, com 0,652 mg/L. A maior concentração de COD foi registrada em P4 em dezembro, 3,447 mg/L (Figura 4I).

A proporção de matéria orgânica encontrada nas amostras de sedimento variou entre 0,006 e 0,124, tendo ocorrido em P1 em dezembro a maior proporção de matéria orgânica e, em geral, as menores proporções ocorreram nas campanhas realizadas na estigem (Figura 4J).

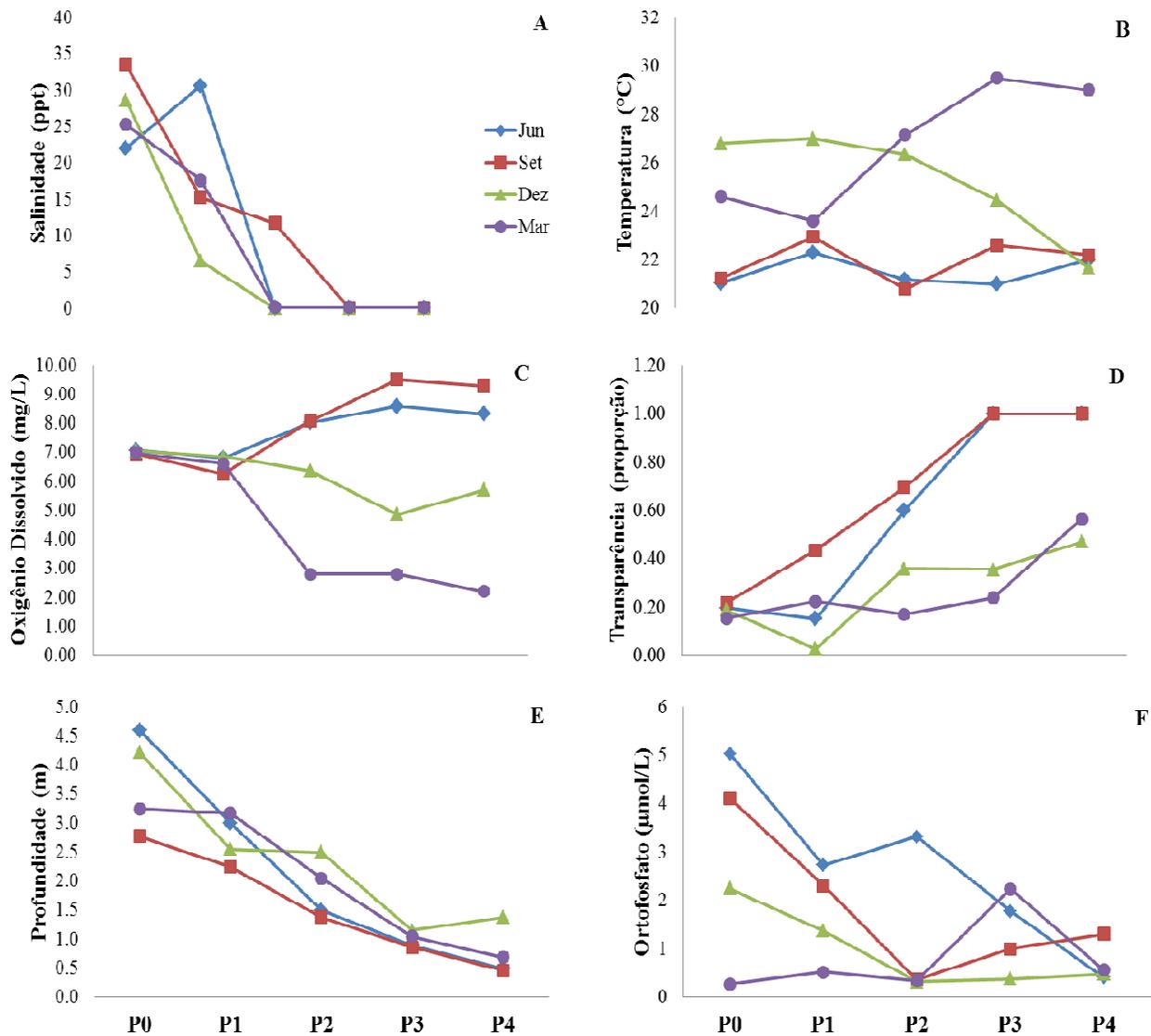


Figura 4: Variação dos parâmetros ambientais mensurados nas quatro campanhas (junho, setembro, dezembro de 2011 e março de 2012, no estuário do rio Macaé. (A): salinidade (ppt); (B): temperatura (°C); (C): oxigênio dissolvido (mg/L); (D): Transparência (proporção); (E): profundidade (m); (F): ortofostato (µmol/L); (G): nitrogênio total dissolvido (mg/L); (H): clorofila *a* (µg/L); (I): carbono orgânico dissolvido (mg/L) e (J): matéria orgânica (proporção).

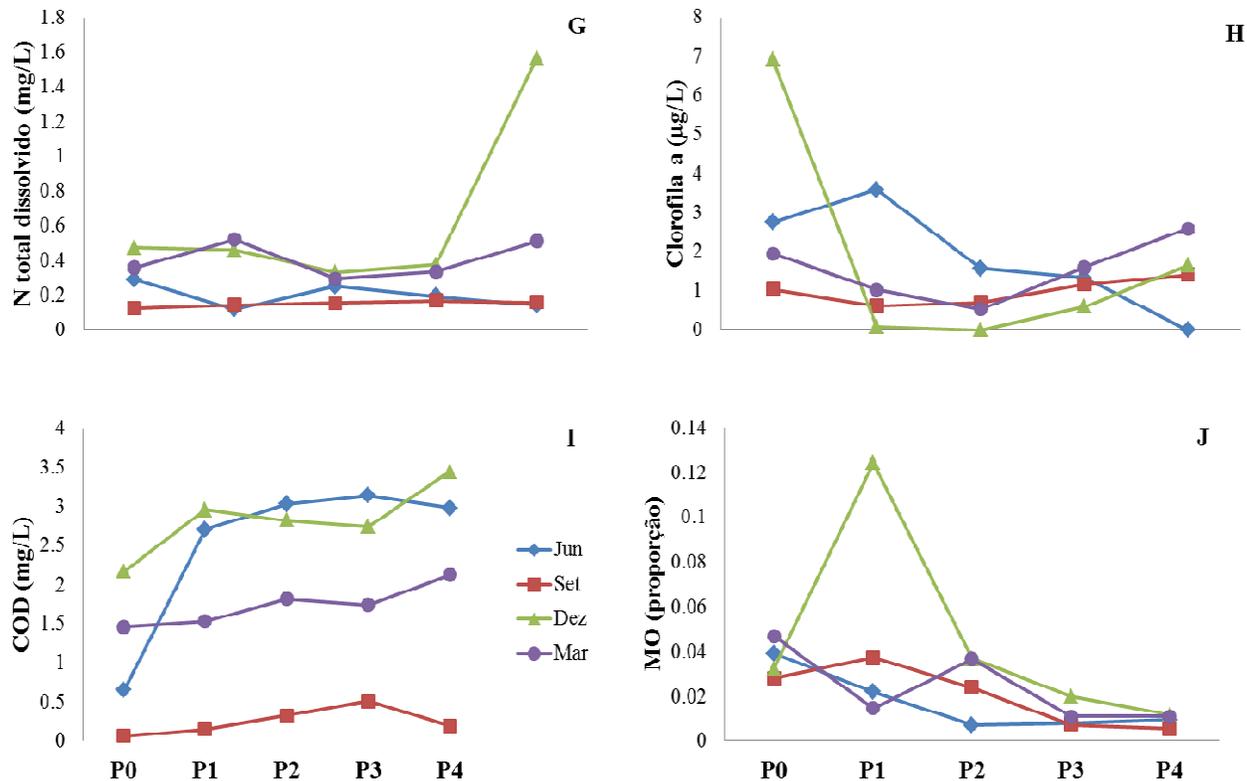


Figura 4 (continuação): Variação dos parâmetros ambientais mensurados nas quatro campanhas (junho, setembro, dezembro de 2011 e março de 2012, no estuário do rio Macaé. (A): salinidade (ppt); (B): temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ); (C): oxigênio dissolvido (mg/L); (D): Transparência (proporção); (E): profundidade (m); (F): ortofosfato ( $\mu\text{mol/L}$ ); (G): nitrogênio total dissolvido (mg/L); (H): clorofila a ( $\mu\text{g/L}$ ); (I): carbono orgânico dissolvido (mg/L) e (J): matéria orgânica (proporção).

Os parâmetros ambientais mostraram significativas variações espaciais e temporais no estuário do rio Macaé. No trecho superior, nos pontos 2, 3 e 4, a transparência foi o parâmetro ambiental que apresentou maiores valores em relação aos pontos do trecho inferior (0 e 1), que são caracterizados por altos valores de profundidade e salinidade. Os nutrientes não apresentaram um gradiente de concentração, tendo ocorrido picos de concentração em pontos e coletas específicos. Os valores de OD foram maiores na estiagem do que na estação chuvosa e um padrão inverso foi registrado para os valores de temperatura.

A composição granulométrica do sedimento do estuário rio Macaé evidencia que este é bastante heterogêneo, variando entre os pontos e campanhas. De maneira geral, os pontos a montante apresentam maior predominância de areia grossa. Os pontos a jusante, 0 e 1, apresentam, com exceção da campanha de setembro, predominância de porções mais finas, como areia fina e areia média (Figura 5).

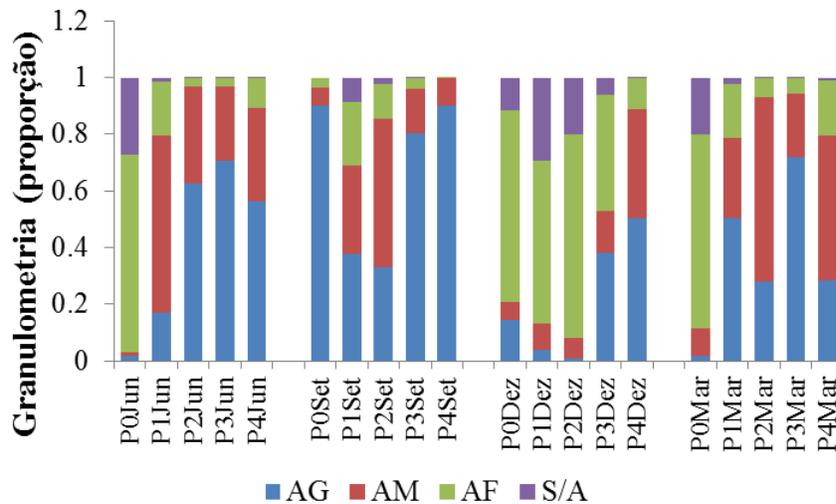


Figura 5: Granulometria do sedimento nos cinco pontos de coleta nas quatro campanhas realizadas entre junho de 2011 e março de 2012, no estuário do rio Macaé. As categorias correspondem à areia grossa (AG), areia média (AM), areia fina (AF) e fração de silte/argila (S/A).

Na ordenação das amostras em função dos parâmetros ambientais, os três primeiros eixos da ACP foram significativos e evidenciaram um forte gradiente influenciado de maneira independente tanto pelo espaço (posicionamento dos pontos de amostragem ao longo do estuário) como pelo tempo (sazonalidade das chuvas). Os dois primeiros eixos da ordenação ACP1 e ACP2 explicaram 55% da variância dos dados na matriz abiótica e foram influenciados principalmente pela profundidade e concentrações de COD positivamente e transparência da água e salinidade negativamente (Figura 6A). Na ordenação das amostras ao longo desses dois primeiros eixos é possível identificar as segregações temporais (Figura 6B) e espaciais (Figura 6C). A ordenação evidenciou a formação de dois agrupamentos em ACP1, relacionados a um gradiente temporal mais forte que o espacial. O primeiro agrupamento, com os escores mais positivos, foi formado pelas amostras de profundidades maiores e menores valores de transparência da água, nas campanhas realizadas na estação chuvosa tanto do trecho superior como do inferior, e o segundo, com os escores mais negativos, formado pelas amostras com as menores profundidades e maiores transparências de água, nas campanhas realizadas na estiagem, especialmente no trecho superior do estuário (Figura 6BC). Em ACP2, apesar de uma maior similaridade entre as amostras da estação chuvosa do trecho superior, o gradiente espacial foi o mais forte, sendo que as amostras deste trecho (P2, P3 e P4)

alcançaram os escores mais positivos, influenciadas pelas maiores concentrações de COD e menores valores de salinidade, e as amostras do trecho inferior (P0 e P1) os escores mais negativos, influenciadas pelos maiores valores de salinidade da água (Figura 6C).

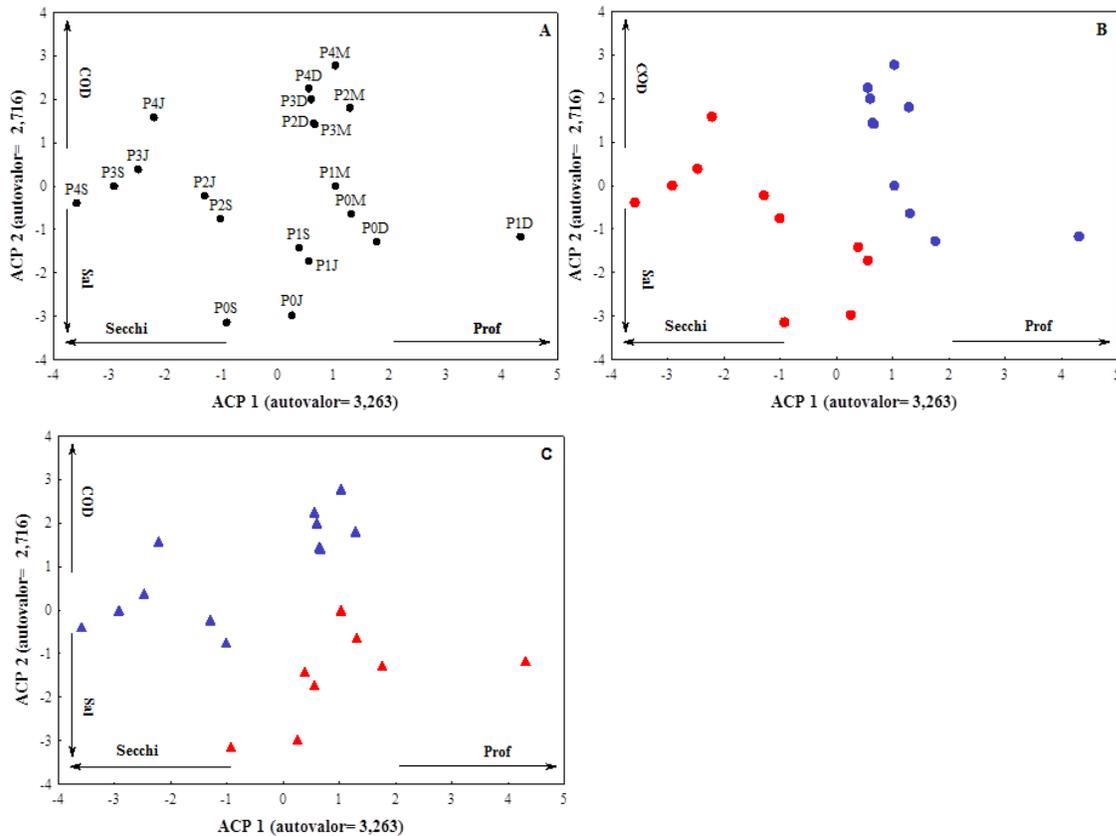


Figura 6: Ordenação das amostras ao longo dos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (ACP) com a identificação dos pontos e estações de coleta (J= junho, S= setembro, D= dezembro e M= Março), (B): segregação temporal evidenciada pelas amostras de círculos vermelhos que representam a estiagem e azuis a estação chuvosa e (C): segregação espacial evidenciada pelas amostras de triângulos azuis que correspondem ao trecho superior e vermelhos ao trecho inferior.

A ANOVA bifatorial protegida aplicada aos escores dos três primeiros eixos da ACP detectou diferenças significativas entre estação ( $F= 23,590$ ;  $GL= 3,14$ ;  $p < 0,001$ ) e trecho ( $F= 22,858$ ;  $GL= 3,14$ ;  $p < 0,001$ ) em pelo menos um dos eixos. De acordo com os resultados das ANOVAs, os escores das amostras em ACP1 e ACP2 diferiram significativamente entre os trechos e entre as estações. Porém, não foi detectada interação significativa entre os fatores trecho e estação (Tabela 3).

Tabela 3: Resultado da ANOVA bifatorial aplicada aos escores dos eixos da ACP retidos para interpretação (ACP 1, ACP 2 e ACP 3), considerando os trechos do estuário e a estação como os fatores. SQ= soma dos quadrados; GL= grau de liberdade; QM= quadrado médio; F= teste de Fisher e p= nível de significância.

	SQ	GL	QM	F	p
<b>PCA1</b>					
Estação	30,954	1	30,954	37,056	< 0,001
Trecho	15,781	1	15,781	18,892	< 0,001
Estação*Trecho	1,235	1	1,235	1,478	0,242
Erro	13,365	16	0,835		
<b>PCA2</b>					
Estação	13,735	1	13,735	27,675	< 0,001
Trecho	31,436	1	31,436	63,342	< 0,001
Estação*Trecho	0,113	1	0,113	0,228	0,639
Erro	7,941	16	0,496		
<b>PCA3</b>					
Estação	0,039	1	0,039	0,023	0,881
Trecho	0,108	1	0,108	0,065	0,803
Estação*Trecho	3,691	1	3,691	2,195	0,158
Erro	26,907	16	1,682		

### 3.2- Composição da ictiofauna

Foram coletados, considerando todos os aparatos de pesca utilizados, 3.967 peixes em junho, 7.901 em setembro, 4.009 em dezembro e 10.299 em março, totalizando 26.176 indivíduos, distribuídos em 14 ordens, 43 famílias e 128 espécies (Apêndice 1 e 2). As ordens que apresentaram maior riqueza de espécies foram Perciformes, com 49,8% das espécies, Siluriformes, com 13,1% e Clupeiformes, com 12,3%. As demais ordens representaram 38,8% das espécies (Figura 7A).

As famílias Sciaenidae (Perciformes), Engraulidae (Clupeiformes) e Ariidae (Siluriformes) apresentaram a maior riqueza de espécies, 14,8%, 9,0% e 8,2%, respectivamente (Figura 7B). Em termos numéricos, as famílias mais representativas foram Ariidae, Engraulididae, Sciaenidae e Clupeidae, que juntas, compreenderam 90,2% da abundância total (Figura 7C). Na campanha de junho, as espécies *Genidens* sp., *Anchoa tricolor* e *Lycengraulis grossidens* representaram 73% da abundância total, sendo 45% apenas de *Genidens* sp. Na campanha de setembro, as espécies *Genidens genidens*, *Anchoa clupeioides* e *Anchoa tricolor* representaram 80% da abundância total. A campanha de dezembro, por outro lado, não foi marcada pela dominância de *G. genidens*, que representou apenas 15,2% da abundância total, sendo mais

representativas as espécies *Cathorops spixii*, com 25,5% e *Conodon nobilis*, com 19%. Por outro lado, em março, a dominância de *G. genidens* foi marcante, representando 81,4% da abundância total, seguido das espécies *Pellona harroweri* e *G. machadoi*, com 6,6 e 2,2%, respectivamente. Um padrão geral nas campanhas foi a baixa abundância e menor dominância das espécies nos pontos a montante (P2, P3, P4). A biomassa total dos espécimes capturados foi de aproximadamente 306 kg, sendo 48,6 kg na primeira campanha, 78 kg na segunda, 94 kg na terceira e 86 kg na última campanha.

As famílias mais representativas em termos de biomassa foram Ariidae, representando 39,6% da biomassa total, seguida por Sciaenidae, Clupeidae, Engraulidae e Clariidae. Essas quatro últimas famílias representaram respectivamente, 12,3%, 9,0%, 8,2% e 5,8% da biomassa total, enquanto as demais famílias representaram juntas 24,6% (Figura 7D).

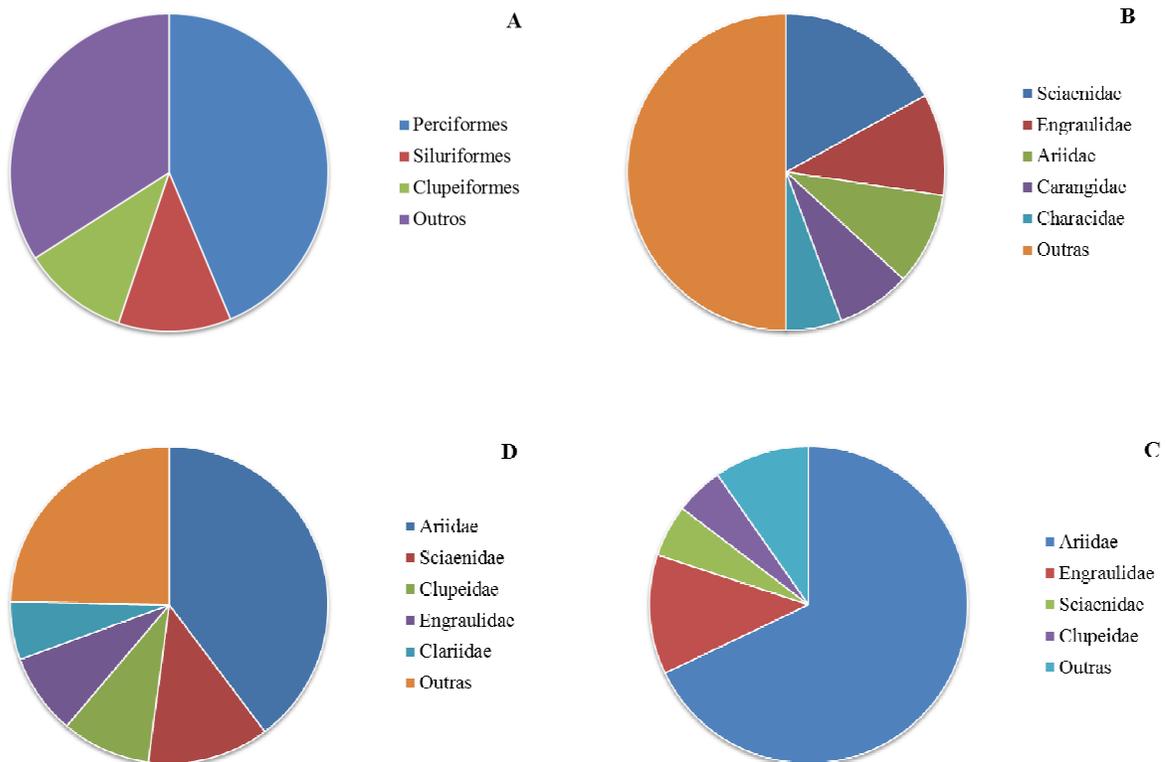


Figura 7: Representatividade da ictiofauna amostrada no estuário do rio Macaé, entre junho de 2011 e março de 2012 em relação à riqueza de espécies por Ordens (A) e Famílias (B) e abundância numérica (C) e biomassa por Famílias (D).

### 3.3- Composição das guildas

A guilda que apresentou maior riqueza de espécies foi a marinha estuarino-opportunista (MEO), representando 34,7%, seguida das guildas marinha estuarino-dependente (MED), dulcícolas primárias (DP), estuarinas-residentes (ER), marinha visitante-ocasional (MVO) e dulcícolas secundárias (DS), que correspondem à 21,2%, 16,1%, 13,5%, 11% e 3,2% do número total de espécies, respectivamente. Nas quatro campanhas realizadas, as guildas MEO, MED e DP foram as que apresentaram a maior riqueza, seguidas de MVO, ER e DS, em junho e dezembro; ER, MVO e DS em setembro e das guildas ER, DS e MVO em março (Figura 8A).

Em relação à abundância, a guilda ER foi a mais numerosa, seguida de MEO e MED. Esse padrão não foi observado na campanha de dezembro, onde houve predomínio de indivíduos da guilda MEO, 41,1%, seguida das guildas MED e ER, com 37,7 e 16,2%, respectivamente. Em todas as campanhas as guildas menos representativas foram as compostas por espécies dulcícolas, pertencentes às guildas DS e DP, assim como a guilda MVO (Figura 8B).

As guildas que mais contribuíram com a biomassa na campanha de junho foram, MED e MEO, representando 70% da biomassa total. Em setembro, ER também foi ER a guilda com maior biomassa, 42%, seguida de DP, que se mostrou importante em termos de contribuição em biomassa, com aproximadamente 20%. Em dezembro e março as guildas mais importantes foram MED, MEO e ER. Em todas as campanhas a guilda DS foi a menos representativa em termos de biomassa (Figura 8C).

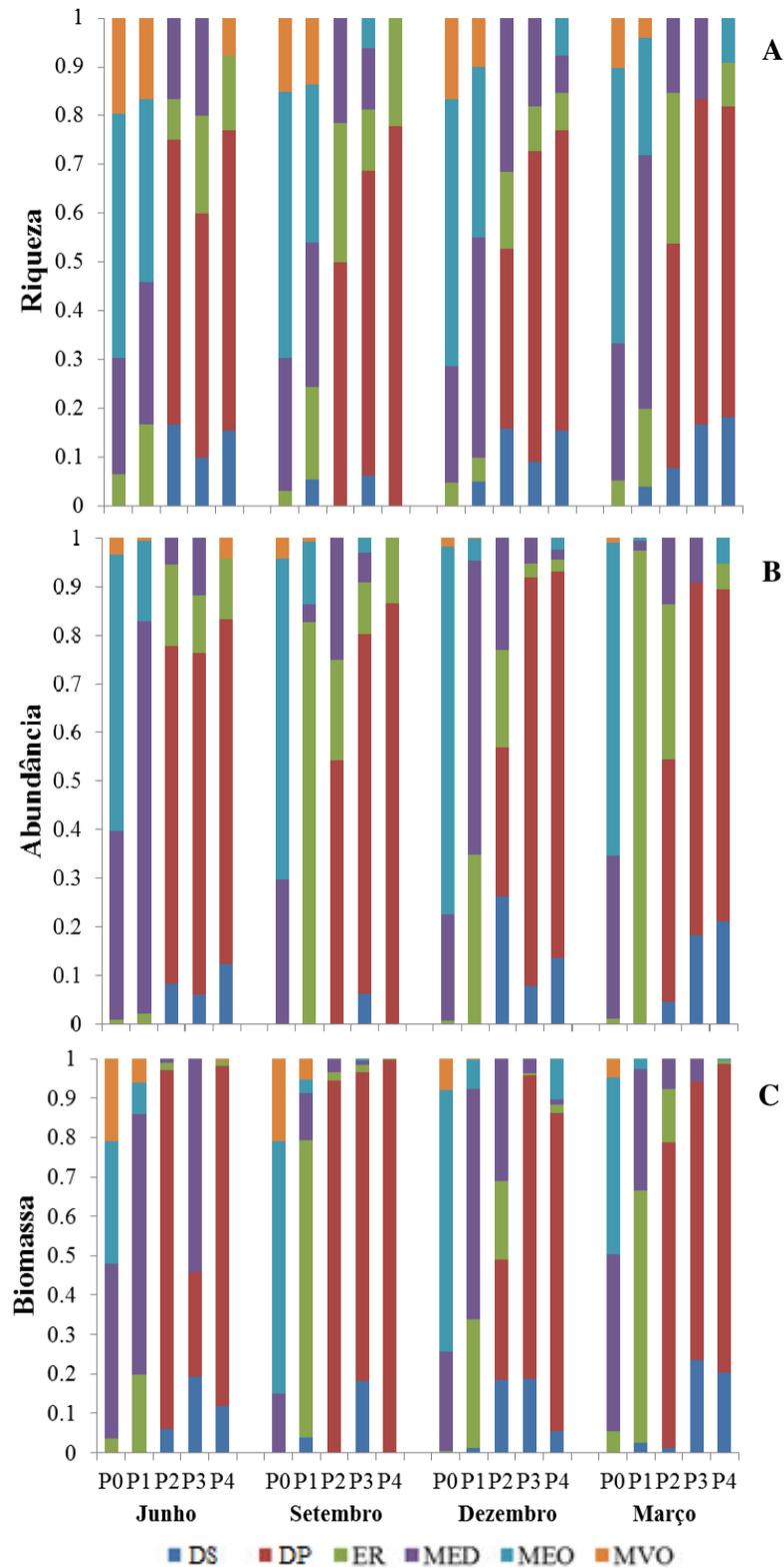


Figura 8: Contribuição relativa das guildas de peixes na riqueza de espécies (A), abundância numérica (B) e de biomassa (C), considerando a totalidade dos equipamentos de pesca empregados, referentes às quatro campanhas realizadas no estuário do rio Macaé, entre junho de 2011 e março de 2012. DS: dulcícolas secundárias; DP: dulcícolas primárias; ER: estuarinas-

residentes; MED: marinha-estuarino-dependente; MEO: marinha estuarino-oportunista e MVO: marinha visitante-ocasional.

### 3.4- Seletividade dos aparatos de pesca

A composição das espécies variou de forma pronunciada quando o equipamento de coleta foi considerado (Figura 9). De forma geral, o arrasto de porta foi o método que registrou o maior número de espécies, assim como maior abundância, seguido das redes de espera, tarrafa, peneira e puçá. No entanto, espécies exclusivas foram registradas em cada uma das artes de pesca empregadas. O arrasto de porta se mostrou importante, mais uma vez, representando 89,5% da riqueza de espécies capturadas, seguido de rede de espera, 8,39%, tarrafa 2,09% e puçá, este último representando 0,36%.

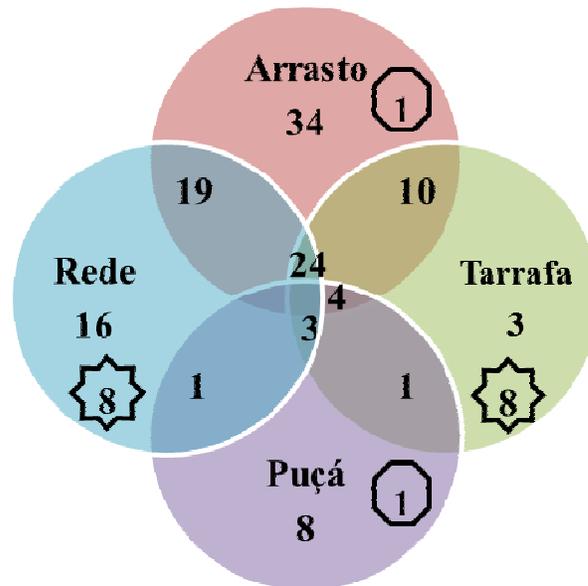


Figura 9: Diagrama de Venn, evidenciando a eficiência e seletividade de cada equipamento de pesca. Números fora das interseções representam a riqueza de espécies capturada exclusivamente por cada equipamento, números dentro das interseções representam a riqueza de espécies compartilhada, números dentro do octógono e dentro da estrela representam, respectivamente, a quantidade de espécies que o puçá e arrasto capturaram em comum (1) e o número de espécies em comum entre rede e tarrafa (8).

Considerando o fato das redes de espera terem sido o único método de captura empregado em todos os pontos de amostragem, a rarefação e a análise que visou

explorar a relação entre as variáveis físico-químicas e a composição e abundância da ictiofauna (ACC) foram limitadas aos peixes coletados nesta arte de pesca.

Quando a riqueza de espécies é comparada através do método de rarefação, as curvas geradas para cada ponto e os respectivos intervalos de confiança demonstram que os trechos dulcícolas do estuário (P4, P3 e P2) apresentaram riqueza elevada e não significativamente diferente daquela do ambiente marinho (P0). P1, por outro lado, apresentou uma riqueza de espécies significativamente mais baixa em comparação às demais. As riquezas estimadas pelo método de rarefação (estimador Mao Tau) para todos os pontos de amostragem considerando a menor amostra (P2), é representada na Figura 10A e considerando a maior amostra na Figura 10B (P0).

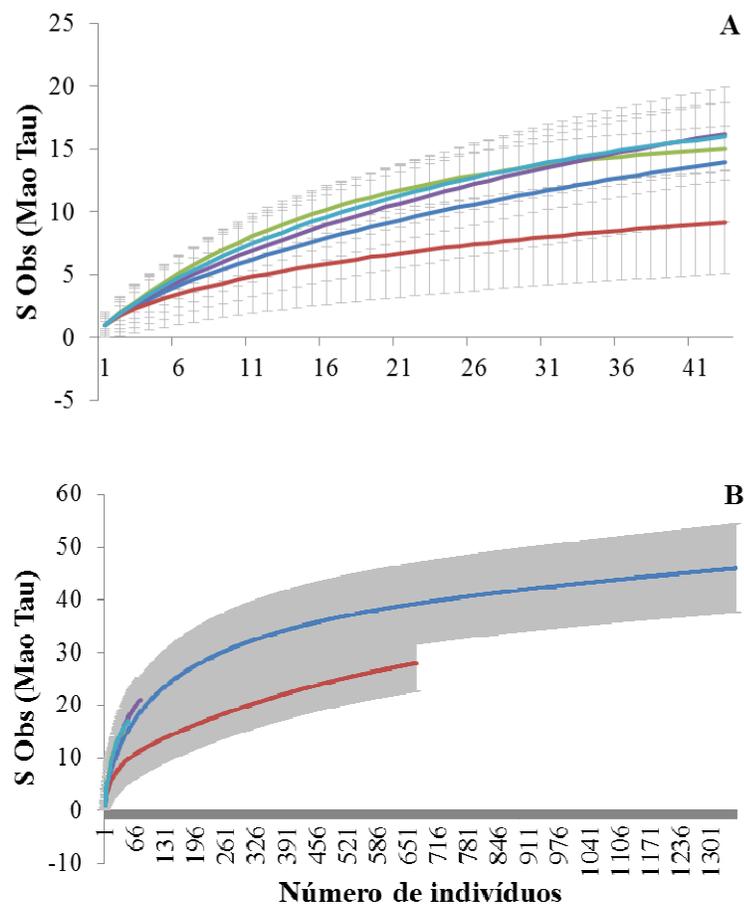


Figura 10: Riqueza observada (estimador Mao Tau) a partir da menor (45 indivíduos) (A) e da maior amostra (1301 indivíduos) (B). As linhas representam as médias e as barras o intervalo de confiança (95%) e as cores azul escuro, vermelho, verde, roxo e azul claro correspondem, respectivamente, aos pontos 0, 1, 2, 3 e 4.

### 3.5- Relação entre as variáveis físico-químicas e a composição e abundância da ictiofauna

A distribuição das amostras no espaço formado pelos dois primeiros eixos da ACC considerando as estações de estiagem e chuvosa evidencia a formação de dois grandes agrupamentos determinados pelas espécies de peixes capturadas em redes de espera e que apresentam especificidades em sua distribuição. O posicionamento das espécies nas extremidades de ACC1 revela que seus ótimos de distribuição se dão ou no trecho superior do estuário (P4, P3 e P2) ou no trecho inferior (P1 e P0) (Figura 9A). O agrupamento das amostras com escores mais positivos em ACC1 foi fortemente influenciado pela ocorrência das espécies dulcícolas, pertencentes às guildas DP e DS, associadas à elevada transparência da água e valores nulos de salinidade. O agrupamento das amostras com escores mais negativos em ACC1, por sua vez, foi influenciado por uma composição de espécies pertencentes às guildas MED, MEO e MVO. Estas estiveram correlacionadas com elevados teores de salinidade e maior profundidade na porção jusante do estuário (Figura 9B). Para análise da ACC apenas duas espécies pertencentes à guilda ER foram consideradas, *Awaous tajasica*, que foi agrupada com as amostras de escores mais positivos, e *Genidens genidens*, agrupada negativamente. As espécies *Trachelyopterus striatulus* (DP) e *Centropomus parallelus* (MED) foram fortemente associadas com a alta transparência da água nos pontos à montante. As espécies marinhas estuarino-dependentes *Mugil curema* e *Eucinostomus melanopterus* foram influenciadas pelos altos níveis de oxigênio dissolvido.

Sozinho, o primeiro eixo da ACC explicou 20,6% da variabilidade inerente à composição e abundância da ictiofauna do estuário do rio Macaé. As variáveis físico-químicas mais importantes na formação de ACC1 foram a transparência da água (positivamente correlacionada) e a salinidade e profundidade (negativamente correlacionadas) (Figura 9AB; Tabela 4). O segundo eixo da ACC explicou 8,9%, somado ao eixo um, perfazem um total de 30% de explicação da variabilidade dos dados bióticos que pode ser atribuída exclusivamente às variáveis físico-químicas. A ACC2 diferenciou a composição e abundância das espécies e variáveis físico-químicas entre estações do ano apenas nos pontos do trecho superior, com exceção de P2 em dezembro. Para os pontos de amostragem do trecho inferior do estuário, por outro lado, os padrões de composição e abundância das espécies e variáveis físico-químicas não apresentaram variação temporal pronunciada.

Tabela 4: Resultados da análise de correspondência canônica (ACC) considerando a composição e abundância das espécies nas 20 amostras (estações chuvosa e de estiagem) e os parâmetros ambientais mensurados no estuário do rio Macaé, RJ.

	CCA1	CCA2	CCA3
Autovalor	0,877	0,379	0,292
Variância nos dados das espécies			
% de variância explicada por cada eixo	20,6	8,9	6,9
% de variância acumulada	20,6	29,6	36,5
Teste de Monte Carlo para avaliar a significância dos autovalores (1000 permutações)			
Correlação de Pearson para as espécies e variáveis abióticas	0,981	0,986	0,886
P	0,006	0,002	0,527

Autovalores obtidos após 20<sup>a</sup>, 38<sup>a</sup> e 49<sup>a</sup> iterações para os eixos 1, 2 e 3, respectivamente.

Considerando apenas as amostras na estação da estiagem, o percentual de explicação da variabilidade da matriz de dados bióticos pelos dois primeiros da ACC aumentou respectivamente, para 30,2% e 17,1%, totalizando 47%. Os maiores vetores que representam os fatores abióticos que influenciam na segregação das amostras evidenciam gradientes ambientais mais fortes na estiagem. ACC1 separou as espécies pertencentes às guildas DP e DS, a montante, das pertencentes às guildas MED, MEO e MVO a jusante, onde as variáveis abióticas mais importantes foram salinidade e profundidade (negativamente) e transparência e OD (positivamente). As espécies *Awaous tajasica* (ER) e *Centropomus parallelus* (MED) foram agrupadas com as amostras com escores mais positivos (Figura 9CD; Tabela 5). ACC2, as variáveis mais importantes foram carbono orgânico dissolvido, correlacionado negativamente, e nitrogênio total dissolvido, correlacionado positivamente. Nesse eixo, as espécies pertencentes às guildas dulcícolas segregaram mais do que as espécies pertencentes às guildas marinhas, que não foram muito influenciadas pelas variáveis abióticas.

Tabela 5: Resultados da análise de correspondência canônica (ACC) considerando a composição e abundância das espécies nas 10 amostras na estiagem (junho e setembro) e os parâmetros ambientais mensurados no estuário do rio Macaé, RJ.

	CCA1	CCA2	CCA3
Autovalor	0,948	0,537	0,364
Variância nos dados das espécies			
% de variância explicada por cada eixo	30,2	17,1	11,6
% de variância acumulada	30,2	47,2	58,8
Teste de Monte Carlo para avaliar a significância dos autovalores (1000 permutações)			
Correlação de Pearson para as espécies e variáveis abióticas	1	1	1
P	0,001	0,002	0,002

Autovalores obtidos após 25<sup>a</sup>, 77<sup>a</sup> e 306<sup>a</sup> iterações para os eixos 1, 2 e 3, respectivamente.

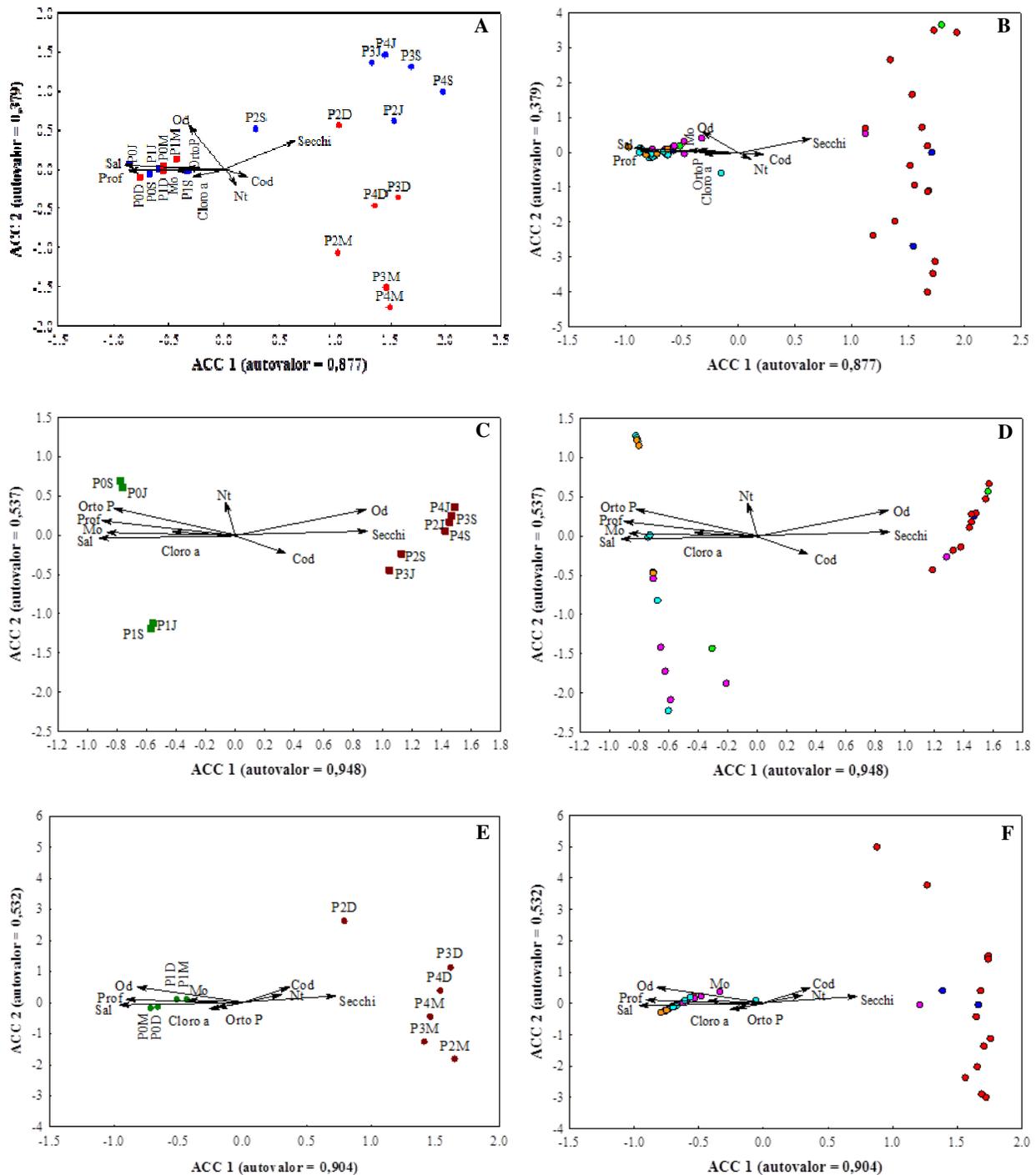


Figura 11: Ordenação das espécies e pontos de amostragem em função do gradiente ambiental formado pelas variáveis abióticas no estuário do rio Macaé, durante as campanhas de junho, setembro e dezembro de 2011 e março de 2012. (A): CCA total (chuvosa+estiagem), círculos vermelhos: trecho superior na estação chuvosa; círculos azuis: trecho superior na estiagem; quadrados vermelhos= trecho inferior na estação chuvosa e quadrados azuis= trecho inferior na estiagem. (B): CCA total, círculos representam as espécies. (C): CCA estiagem. Quadrados vermelhos= pontos do estuário superior e quadrados verdes= pontos do estuário inferior. (D): CCA estiagem. Pontos representam as espécies. (E): CCA estação chuvosa. Círculos verdes= pontos do estuário superior e círculos vermelhos são os pontos do estuário inferior. (F): CCA

estação chuvosa. Pontos representam as espécies. As cores dos círculos nos gráficos B, D e F representam as guildas: Azul: DS; vermelho: DP; verde: ER; rosa: MED; azul claro: MEO e laranja: MVO.

Assim como para a estiagem, foi elevado o percentual de explicação da variabilidade na composição e abundância das espécies na ACC aplicada às amostras na estação chuvosa (42,5%). ACC1, com percentual de explicação de 26,7%, segregou as espécies pertencentes às guildas dulcícolas (DP e DS) das guildas marinhas (MED, MEO e MVO), assim como nas análises anteriores. As variáveis ambientais mais importantes na ordenação dos pontos de amostragem ao longo do eixo um foram salinidade e profundidade, negativamente, e transparência da água positivamente (Figura 9EF; Tabela 6). Padrão similar de segregação das espécies pode ser observado em ACC2, onde algumas espécies dulcícolas ocasionais, como *Prochilodus vimboides* e *Trachelyopterus striatulus* foram influenciadas por carbono orgânico dissolvido e oxigênio dissolvido positivamente.

Tabela 6: Resultados da análise de correspondência canônica (ACC) considerando a composição e abundância das espécies nas 10 amostras na estação chuvosa (dezembro e março) e os parâmetros ambientais mensurados no estuário do rio Macaé, RJ.

	CCA1	CCA2	CCA3
Autovalor	0,904	0,532	0,510
Variância nos dados das espécies			
% de variância explicada por cada eixo	26,7	15,7	15,1
% de variância acumulada	26,7	42,5	57,5
Teste de Monte Carlo para avaliar a significância dos autovalores (1000 permutações)			
Correlação de Pearson para as espécies e variáveis abióticas	1	1	1
P	0,002	0,011	0,002

Autovalores obtidos após 31<sup>a</sup>, 266<sup>a</sup> e 103<sup>a</sup> iterações para os eixos 1, 2 e 3, respectivamente.

### 3.6- Espécies indicadoras

O agrupamento das amostras em estuário inferior na estiagem (1), estuário inferior na estação chuvosa (2), estuário superior na estiagem (3) e estuário superior na estação chuvosa (4) foi considerado em função do forte efeito do fator trecho (espaço) e estação (tempo) sobre as variáveis ambientais (ver Item 3.1). Espécies indicadoras de cada agrupamento são esperadas, caso sua distribuição não seja aleatória no espaço e no tempo. A única espécie indicadora do trecho inferior na estiagem foi a palombeta *Chloroscombrus chrysurus*, pertencente à guilda MVO. *C. chrysurus* teve maior representatividade nas classes de tamanho entre 8,0 e 11,9 cm, tanto na estação de estiagem como na chuvosa (Figura 12).

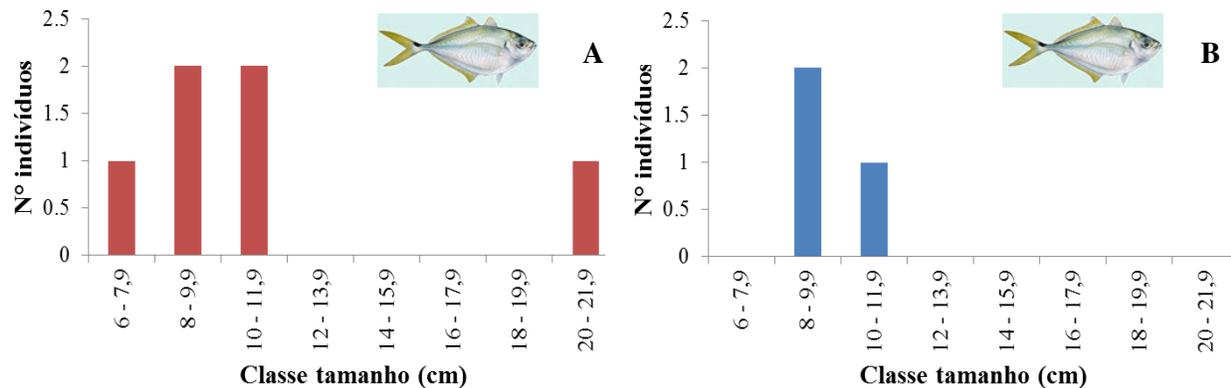


Figura 12: Estrutura em tamanho de *C. Chrysurus*, a espécie indicadora do trecho inferior, na estiagem (A). Para fins comparativos, é representada sua distribuição no trecho inferior, na estação chuvosa (B).

No período chuvoso, no entanto, o número de espécies indicadoras foi maior no trecho inferior, sendo elas: *Caranx latus*, *Lycengraulis grossidens*, *Micropogonias furnieri*, *Polydactylus virginicus*, *Stellifer stellifer* e *Cathorops spixii*. Todas as espécies indicadoras apresentaram maior amplitude de tamanho no trecho inferior, na estação chuvosa, variando nas classes de tamanho entre 6,0 e >22,0 cm (Figura 13).

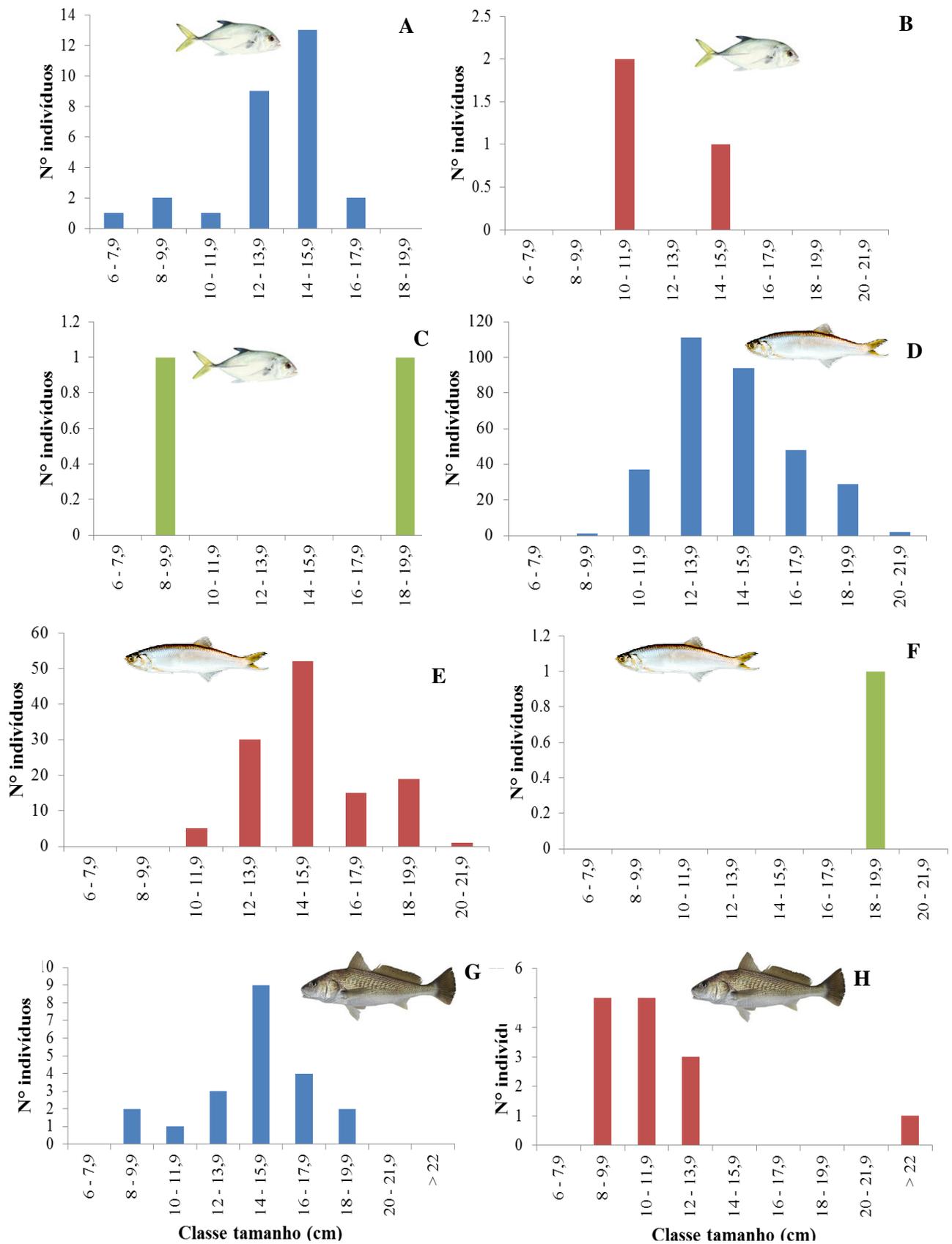


Figura 13: Estrutura em tamanho das espécies indicadoras do trecho inferior, na estação chuvosa (A, D, E, G, I, K e M). Para fins comparativos, é representada sua distribuição no trecho inferior, na estiagem (B, E, H, J, L, E N) e no trecho superior, na estação chuvosa (C e F). (A), (B) e (C): *C. latus*; (D), (E) e (F): *L. grossidens*; (G) e (H): *M. furnieri*; (I) e (J): *P. virginicus*; (K) e (L): *S. stellifer*; (M) e (N): *C. spixii*.

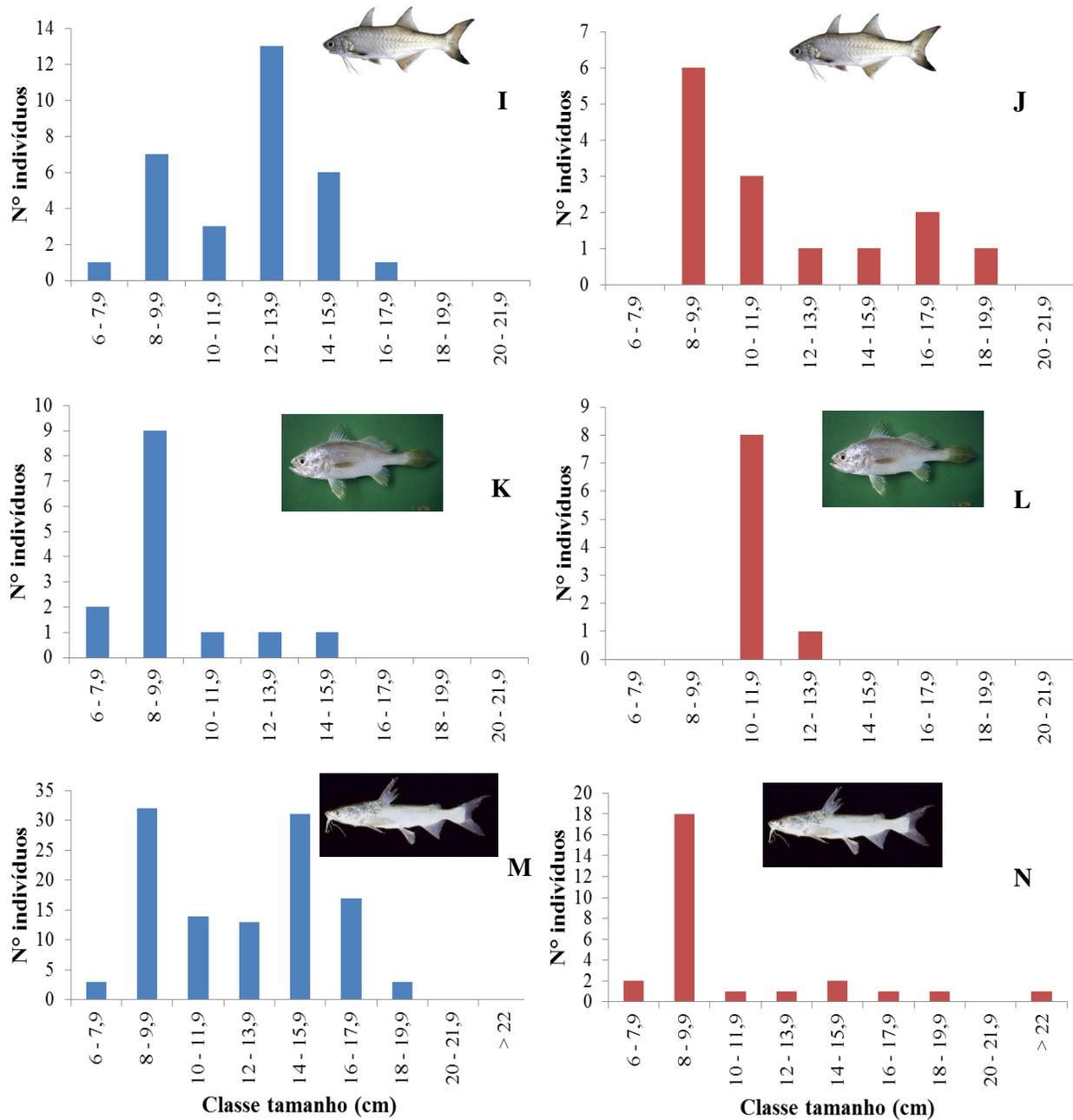


Figura 13 (continuação): Estrutura em tamanho das espécies indicadoras do trecho inferior, na estação chuvosa (A, D, E, G, I, K e M). Para fins comparativos, é representada sua distribuição no trecho inferior, na estiagem (B, E, H, J, L e N) e no trecho superior, na estação chuvosa (C e F). (A), (B) e (C): *C. latus*; (D), (E) e (F): *L. grossidens*; (G) e (H): *M. furnieri*; (I) e (J): *P. virginicus*; (K) e (L): *S. stellifer*; (M) e (N): *C. spixii*.

No trecho superior, *Geophagus brasiliensis* e *Hypostomus affinis* foram as espécies indicadoras na estação chuvosa (Figura 14). O acará *G. brasiliensis* apresentou amplitude de tamanho entre as classes 10,0 e 15,9 cm, e *H. affinis* entre 14,0 e >22,0 cm. A espécie exótica *Clarias gariepinus*, o bagre africano, foi a única espécie indicadora no trecho superior na estiagem. Essa espécie apresentou os maiores tamanhos em relação às outras espécies indicadoras. Os tamanhos variaram nas classes entre 20,0 e 69,9 cm (Figura 15).

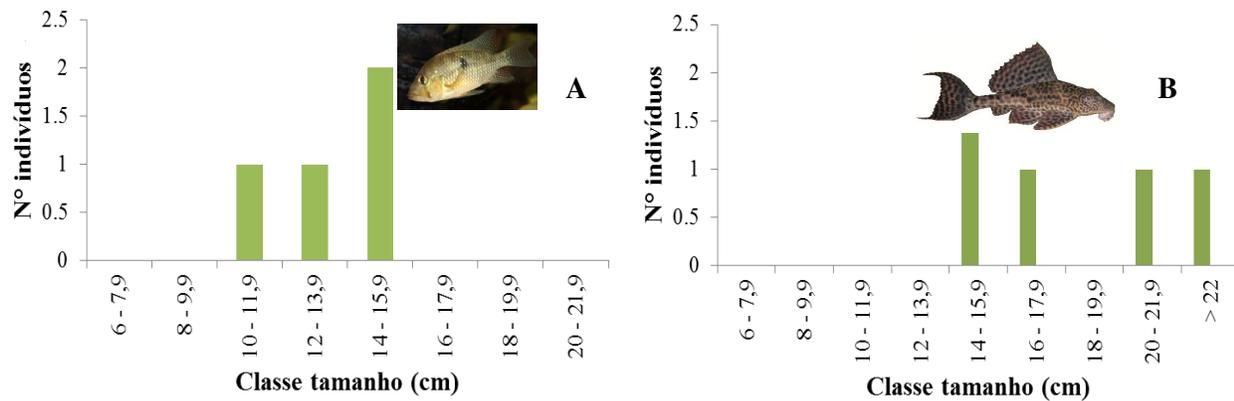


Figura 14: Estrutura em tamanho das espécies indicadoras no trecho superior, na estação chuvosa. Variação do tamanho das espécie indicadoras no trecho superior, na estação chuvosa. (A): *G. brasiliensis* e (B): *H. affinis*.

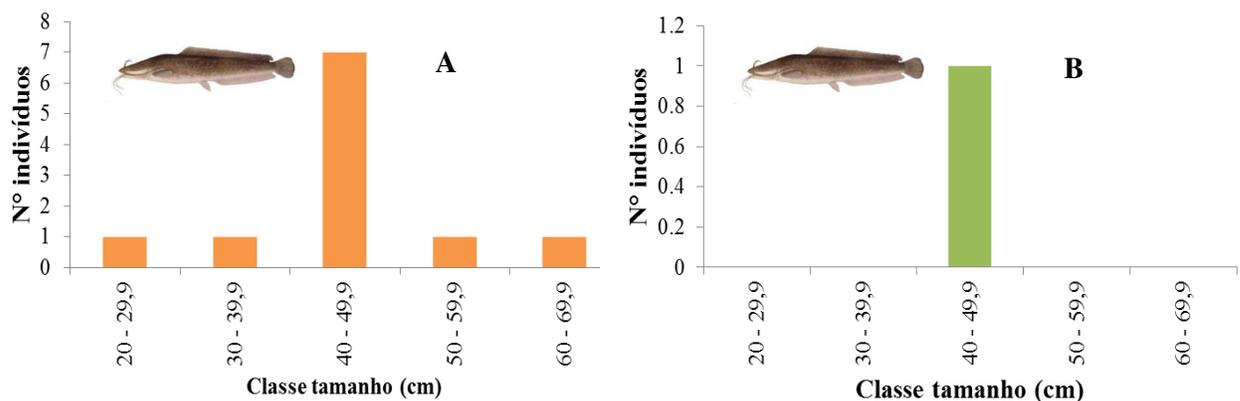


Figura 15: Estrutura em tamanho da espécie indicadora *C. gariepinus* do trecho superior, na estiagem (A). Para fins comparativos, é representada sua distribuição no trecho superior, na estação chuvosa (B).

#### 4- DISCUSSÃO

Um efeito primariamente temporal e secundariamente espacial sobre os parâmetros ambientais selecionados foi uma das características mais marcantes deste estudo. A variação intraanual da precipitação, com a pluviosidade concentrada entre os meses de outubro de 2011 e maio de 2012 e a conseqüente descarga de água doce influenciaram a variação das características limnológicas, determinando um deslocamento modesto dos limites entre os trechos do estuário do rio Macaé. Na estiagem, é esperado um deslocamento dos limites entre essas regiões para montante, já que a influência da maré tende a ser maior, pela menor descarga de água doce do rio. O ponto intermediário no gradiente longitudinal do estuário (P2), apresentou salinidade característica de um trecho médio com águas mesohalinas em setembro. Por outro lado, P1, localizado no trecho do baixo estuário, apresentou baixos valores de salinidade com águas oligohalinas no mês de dezembro. O deslocamento espacial desses limites, capturado tanto no presente estudo quanto no de Namiki (2008) ocorre de acordo com a época do ano, com o clima e as marés, e em conformidade com outros trabalhos em estuários Neotropicais (Miranda et al., 2002; Barletta et al., 2008; Neves et al., 2010). Segundo a classificação proposta por Pritchard (1955), o estuário do rio Macaé apresenta características de estratificado, parcialmente misturado e homogêneo, dependendo da época do ano, local e da amplitude da maré, que influencia diretamente na intrusão salina nos trechos a montante. No presente estudo, esta estratificação ocorreu de forma mais acentuada em P2, que apresentou valores de salinidade entre 0,5 e 22,9 ppt, na superfície e no fundo, respectivamente, em ocasiões nas quais a amplitude da maré foi superior a 1,2 m. Já nos pontos com maior influência marinha e de maiores profundidades, esta estratificação ocorreu independentemente da amplitude de variação da maré.

De fato, a profundidade, juntamente com a transparência da água (negativamente correlacionadas) foram as variáveis mais importantes na ordenação das quatro amostras, nos cinco pontos. Na estação chuvosa, maiores profundidades e menores valores de transparência da água foram registrados em geral, enquanto na estiagem, menores profundidades e maiores valores de transparência da água foram mais evidentes nos pontos de montante. No estuário do rio Macaé, o trecho superior é aquele mais afetado pelos efeitos da retilinização, ocorrida há décadas. A ausência da mata ciliar e a cobertura do solo por lavouras e pastagens na planície adjacente a este trecho

contribuem para o assoreamento da calha do rio, determinando os menores valores de profundidade, independentemente da estação do ano, e um sedimento composto basicamente por areia grossa e média em P3 e P4. Apesar da existente extração de areia no trecho superior contribuir para um aumento temporário da profundidade, um grande volume de água é extraído do rio Macaé cerca de 2 km a montante, para abastecimento de empresas e dos municípios de Barra de São João, Rio das Ostras e Macaé (Pinheiro, 2008).

Subjacente ao efeito da sazonalidade na hidrologia, as amostras entre os trechos de montante e jusante foram segregadas em função de uma menor e maior influência do ambiente marinho, determinadas, respectivamente, por maiores teores de COD e de salinidade (negativamente correlacionadas). As concentrações de COD do trecho superior indicam para o rio Macaé um papel de carreador de COD para o ambiente marinho adjacente, similarmente ao observado em outros trabalhos (Krüger et al., 2003; Machado et al., 2010). Maiores valores de COD estiveram associados à salinidade nula do trecho superior durante todo o período amostral. Por outro lado, a maior proximidade com o ambiente marinho e o efeito diluidor na foz do rio Macaé resultaram em elevados valores médios de salinidade do trecho inferior também durante todo o período amostral. Neste trecho, uma maior amplitude de salinidade foi verificada em P1 e esteve associada à maior descarga do rio Macaé na estação chuvosa. Diferenças intraanuais na salinidade, entretanto, também poderiam ser esperadas, se considerado o posicionamento do estuário do rio Macaé, ao norte da região de Cabo Frio.

A massa d'água conhecida como Água Central do Atlântico Sul (ACAS) determina alterações pronunciadas na temperatura da água, na salinidade e na concentração de nutrientes no Sudeste brasileiro entre os meses de setembro e abril (Moreira da Silva, 1973). A amostragem estratificada dos pontos de jusante sugere a influência da ACAS sobre a dinâmica do estuário do rio Macaé, pela ocorrência de uma cunha de água mais salgada e fria abaixo de 3m (33,5 ppt e 19,5 °C) em relação à superfície em P0 (14,2 ppt e 23,2 °C) em março. Para os nutrientes, no entanto, esta diferenciação vertical não foi detectada, possivelmente pela integração da amostra com água da superfície e do fundo e por uma pequena elevação nas concentrações de clorofila *a*, um indicador da produtividade do sistema. Apesar do incremento na concentração de clorofila *a* em março, esses valores do estuário do rio Macaé podem ser considerados baixos (6,93 µg/L) quando comparados a outros estuários temporariamente ou permanentemente conectados ao mar no Sudeste (<20,42 µg/L,

Ara, 2004; <31,00 µg/L, Laque, 2011). Assim, é razoável supor que de forma não excludente a baixa produtividade primária do estuário do rio Macaé resulte do baixo aporte de nutrientes pela ACAS e do efeito diluidor de uma maior vazão fluvial, uma vez que o período de ocorrência da ACAS coincide com a estação chuvosa. Dessa forma, recomenda-se que estudos na porção inferior do rio Macaé adotem em seu delineamento experimental a amostragem estratificada da coluna d'água a fim de confirmar as suposições acima.

O ponto mais a montante foi o que registrou um pico na concentração de nitrogênio na estação chuvosa e como já mencionado, seu entorno é predominantemente utilizado por atividades agropecuárias. De acordo com Esteves & Pereira (2011), as perdas de nutrientes a partir de terras cultivadas podem ocorrer principalmente de duas maneiras: por lavagem da parte superior do solo após as primeiras chuvas e/ou por lavagem e percolação de nutrientes solúveis, principalmente nitrogênio, que atingem o lençol freático. A concentração de ortofosfato por outro lado foi, em geral, maior no ponto mais a jusante na estiagem, ocorrendo alguma variação temporal nos pontos 1, 2 e 3. Nos períodos de maré de quadratura, durante a realização das amostragens, foi possível identificar as fontes pontuais de lançamento de efluentes no estuário e no oceano adjacente, oriundos dos bairros do Centro e Imbetiba, respectivamente. Com base nesses resultados, é possível afirmar que as fontes antrópicas envolvendo o uso do solo e o lançamento de efluentes podem ter sido mais determinantes para a dinâmica dos nutrientes do que propriamente a influência da ACAS.

Processos relacionados a atividades humanas como o lançamento de esgoto, mudanças no uso do solo, agricultura e pecuária são reconhecidos por interferir na composição química de estuários (Wada et al., 1987). Entretanto, apesar da aparente degradação oriunda do enriquecimento artificial pelos nutrientes acima mencionados e demais impactos reportados em outros estudos (Pinheiro, 2008; Molisani et al., 2012ab), o estuário do rio Macaé apresentou uma elevada riqueza de espécies (S=128), corroborando um padrão reportado para outros estuários tropicais (Barletta, et al., 2005; Neves, et al., 2010). O número de espécies de peixes em estuários tropicais e subtropicais varia de 100 a 200 espécies, sendo muito superior ao encontrado nas regiões temperadas (Blaber, 2002). Pelo menos em parte, esta amplitude de variação no número de espécies registradas pode ser atribuída à metodologia empregada nas investigações, mais especificamente pela diversidade e seletividade dos aparatos de pesca empregados. De fato, a pesca ativa com emprego de arrastos tem sido um método

amplamente utilizado em estudos envolvendo a ictiofauna de estuários. Neste estudo, porém, o emprego simultâneo de equipamentos de pesca ativa (arrasto, peneira, tarrafa) e passiva (redes de espera) garantiu uma representatividade muito maior das espécies em relação àquela que seria esperada caso apenas arrastos fossem usados. Das 128 espécies coletadas, o arrasto foi responsável pelo registro exclusivo de 26,5% das espécies. Mesmo que esta parcela seja bastante representativa, as espécies registradas exclusivamente com o emprego da rede de espera (12,5%), da peneira (6,3%) e da tarrafa (2,3%) evidenciam a relevância da diversificação dos métodos de amostragem em inventários ictiofaunísticos. Porém, devido às limitações inerentes a cada ponto de coleta, não foi possível obter uma padronização nos aparatos de pesca utilizados, isso fez com que boa parte das análises realizadas neste estudo ficassem restritas à ictiofauna amostrada através da rede de espera, único aparato utilizado em todos os pontos. No estuário do rio Macaé, grande parte da riqueza e da abundância de espécies é composta por um reduzido número de famílias como Sciaenidae (Perciformes), Engraulidae (Clupeiformes) e Ariidae (Siluriformes). Essas, juntamente com Gerreidae, Sparidae, Clupeidae e Haemulidae são reconhecidas como as principais famílias que constituem as comunidades de peixes em estuários do oeste Atlântico (Vieira & Musick, 1994). Ainda de acordo com esses autores, as espécies dessas famílias compartilham uma elevada capacidade de tolerar grandes variações ambientais, principalmente da salinidade, que é considerado o principal fator limitante na distribuição dos peixes ao longo do gradiente ambiental estuarino (Vieira & Musick, 1993).

Alterações na riqueza, abundância e biomassa das espécies foram registradas nos dois trechos do estuário do rio Macaé e associadas às características ambientais predominantes. A maior riqueza de espécies foi observada no trecho inferior, onde a composição foi praticamente restrita às espécies marinhas, além da ocorrência dos ciclídeos *Oreochromis niloticus* e *Geophagus brasiliensis*. Essas duas espécies secundárias de água doce reconhecidamente toleram águas eurihalinas (Elliott et al., 2007). A representatividade das espécies marinhas na riqueza do estuário do rio Macaé evidencia a importância desse sistema na manutenção das populações que utilizam o ambiente estuarino, mesmo que esporadicamente, para crescimento e desenvolvimento. Uma baixa proporção das 128 espécies registradas no presente estudo ocorreu em ambos os trechos (13%), como o peixe cachimbo *Microphis lineatus*, que numa mesma campanha foi registrada nos pontos extremos do estuário do (P0 e P4).

No trecho superior do estuário, foi observada uma menor riqueza de espécies ( $S= 46$ ), quando comparada ao trecho inferior ( $S= 100$ ). Porém, quando a riqueza de espécies é estimada para cada ponto a partir de amostras de mesmo tamanho, as curvas geradas e os respectivos intervalos de confiança demonstram que os pontos do trecho dulcícola do estuário apresentaram riqueza elevada e não significativamente diferente do ambiente marinho (P0). P1, por outro lado, apresentou uma riqueza de espécies significativamente mais baixa em comparação aos demais em função da forte dominância de poucas espécies. Segundo McLusky (1989), os estuários são caracterizados pela presença de poucas espécies bastante abundantes e muitas espécies raras, normalmente provenientes da região costeira adjacente. Dessa forma, este padrão de dominância era esperado na porção que experimentou as maiores alterações nas características físico-químicas. Por outro lado, a baixa riqueza encontrada no trecho superior retificado pode ser relacionada à eliminação das áreas inundáveis adjacentes e de segmentos meândricos. Brito (2007), amostrando trechos desde a cabeceira até trechos do baixo curso do rio Macaé capturou 17 espécies, das quais apenas quatro foram encontradas no presente estudo (*Geophagus brasiliensis*, *Leporinus copelandii*, *Poecilia vivipara*, *Schizolecis guntheri*). Jaramillo-Villa (2010), com amostragem entre trechos conservados do rio Macaé e trechos retificados do baixo curso capturou um total de 49 espécies, entre as quais, 17 foram registradas no presente estudo. Jaramillo-Villa (2010) constatou que o trecho retificado apresenta uma comunidade mais empobrecida em espécies, em função dos efeitos causados pela alteração na estruturação da calha do rio, somada a outros impactos, como retirada da vegetação ciliar. Esta autora constatou ainda que a proximidade do estuário contribui com o aumento da riqueza nos trechos retificados. O presente estudo ampliou em 107 espécies os levantamentos realizados por Brito (2007) e Jaramillo-Villa (2010), totalizando para o rio Macaé, desde sua cabeceira até a pluma do rio, na região costeira adjacente, 152 espécies.

Infelizmente, a ausência de informações anteriores às modificações drásticas impostas há décadas na geomorfologia do baixo curso do rio Macaé limitam o entendimento do que essas quase duas centenas de espécies representam para este sistema, a porção de montante e a região costeira adjacente. Possivelmente, espécies dulcícolas migradoras de média e longa distância não se limitariam aquelas registradas neste estudo, como *Leporinus copelandii* e *Prochilodus vimboides*. A perda da heterogeneidade de habitats e de áreas que funcionam como berçários naturais podem

ser compreendidas como consequências do aumento da vazão e carreamento de sedimento em um rio retificado. Nesse sentido, as espécies sob maior influência negativa dessas alterações são as espécies migradoras, aquelas que dependem parte de seu ciclo vital em diferentes porções e habitats de um gradiente fluvial. O ciclo reprodutivo dessas é sincronizado com as cheias anuais, que possibilitam a colonização pelos alevinos de áreas marginais alagadas (Carolsfeld et al., 2003).

Além dessas diferenças espaciais, a composição de espécies variou temporalmente como um reflexo de alterações nas abundâncias relativas de algumas espécies. Segundo Kennish (1990), ainda que os estuários apresentem poucas espécies dominantes, suas comunidades ictíicas experimentam mudanças temporais pronunciadas na composição e diversidade em função dos deslocamentos associados a preferências alimentares e de requerimentos ao longo do ciclo vital dos organismos. No trecho inferior do estuário do rio Macaé, 17 espécies ocorreram exclusivamente na estiagem e 16 na estação chuvosa. A manjuba *Anchoa tricolor* foi abundante apenas no período de estiagem (n= 994), ocorrendo apenas quatro exemplares na estação chuvosa. O bagre amarelo *Cathorops spixii* apresentou padrão inverso, com a maior abundância ocorrendo na estação chuvosa (n= 1.165) e apenas 103 indivíduos na estiagem.

Esta ocupação descontínua contrasta com uma maior persistência temporal das espécies no trecho de montante. *Bryconamericus* sp., por exemplo, foi a única espécie exclusiva do trecho superior a ser registrada somente na estiagem. Na estação chuvosa, por outro lado, um incremento de espécies dulcícolas foi registrado no trecho superior e a ocorrência dos lambaris *Astyanax giton* e *A. janeiroensis*, da traira *Hoplias malabaricus*, do cascudo *Hypostomus affinis* e do piauí *Leporinus copelandii* contribuíram nesse sentido. No entanto, essas e outras espécies primárias de água doce não passaram a ocupar mesmo que temporariamente as porções de jusante na estação chuvosa e uma explicação plausível para isto pode estar relacionada à insuficiência na descarga de água doce, sem redução marcante dos níveis de salinidade em P0 e P1. Como mencionado anteriormente, o efeito da descarga de água doce pode ter sido diluído ou anulado pela ocorrência da ACAS na estação chuvosa. De fato, possivelmente os aumentos na ocorrência de espécies de água doce em porções inferiores de estuários devem estar mais associados a eventos climáticos de larga escala e forte intensidade. Esses eventos que ocorrem em escalas interanuais, são capazes de reduzir de forma mais efetiva o gradiente longitudinal de salinidade pela queda generalizada dos teores de sal do que a variação intraanual na pluviosidade. No estuário

da Lagoa dos Patos, por exemplo, Garcia et al. (2001) associaram o incremento na riqueza de espécies de água doce ao aumento da descarga hídrica dos trechos superiores durante eventos de *El Niño*.

Em relação aos outros componentes da estrutura das comunidades, as nove espécies da família Ariidae representam uma elevada proporção da biomassa (39,6%) e abundância (68,3%) totais, influenciadas fortemente pela dominância do bagre *Genidens genidens*, que representou 55% do total de indivíduos capturados. Possivelmente, essa elevada dominância dos bagres no estuário do rio Macaé seja conspícua e histórica, uma vez que de acordo com a etimologia, Macaé deriva da expressão indígena “Miquié”, o rio dos bagres (IBGE, 2013). Porém, considerando também outros estuários brasileiros, os bagres da família Ariidae representam elementos importantes nas comunidades de peixes nas regiões Norte (Barletta et al., 2003); Nordeste (Batista & Rêgo, 1996); Sudeste (Azevedo et al., 2002) e Sul (Chao et al., 1985). A adaptação desses em tolerar um amplo gradiente térmico e de salinidade, bem como a estratégia de cuidado parental e o aparato Weberiano são alguns dos principais fatores encontrados na literatura para explicar a distribuição ampla das espécies desta família em estuários sub-tropicais e tropicais (Cervigón, 1985).

A maior equidade das poucas espécies dulcícolas no trecho superior e a maior dominância principalmente dos bagres e secundariamente de corvinas, sardinhas e manjubas no trecho inferior foi um dos principais resultados do presente estudo. Adicionalmente, o conhecimento existente para grande parte das espécies registradas bem como possíveis generalizações a partir de informações de congêneres, possibilitou a implementação de uma abordagem complementar de guildas de uso do ambiente estuarino. Esta permite agrupar as espécies de acordo com as principais características de uso que as mesmas fazem dos estuários, independentemente de relações taxonômicas ou filogenéticas, e dessa forma avaliar o papel desempenhado pelo ambiente no ciclo de vida e desenvolvimento dos indivíduos. Foi registrada uma elevada riqueza de espécies no estuário do rio Macaé para as guildas marinho estuarino-oportunista (MEO) e marinho estuarino-dependente (MED). Vieira & Musick (1993) apontam a importância das espécies oportunistas e visitantes na determinação da riqueza de espécies no estuário da Lagoa dos Patos e em outros estuários do Oceano Atlântico. Segundo esses autores, a riqueza de espécies em estuários tropicais reflete o grande número de espécies estuarino oportunistas presentes na respectiva província zoogeográfica. Os peixes residentes nos estuários tropicais e temperados representam um grupo pequeno, comparado a aquele

dos peixes oportunistas e migrantes sazonais, e geralmente perfazem menos de 13% da riqueza de espécies destes ambientes (Day et al., 1989). Desse modo, a riqueza de peixes estuarinos é determinada pela combinação de flutuações temporais na abundância das espécies residentes e pelo recrutamento e oportunismo no uso do estuário pelas espécies de origem marinha e dulcícola. Porém, a dominância em termos de abundância e de biomassa pela guilda estuarino residente (ER) reflete o padrão encontrado geralmente nos estuários e mencionado anteriormente: a ocorrência de poucas espécies muito abundantes e muitas espécies raras, normalmente provenientes da região costeira adjacente (McLusky, 1989).

Quando a composição das espécies de peixes é avaliada ao longo do eixo longitudinal do estuário do rio Macaé, uma zonação por guildas ecológicas é evidenciada e sugere respostas diferenciadas das espécies em relação às variáveis físico-químicas. No sentido de jusante a montante, esta zonação se caracteriza por um processo de substituição das guildas MEO, MVO e MED pelas guildas DP e DS, determinado principalmente pela salinidade da água. As espécies que apresentaram distribuição mais ampla são aquelas que toleram maiores variações ambientais relacionadas, principalmente, à salinidade, pertencentes às guildas estuarino residente (ER) e marinho estuarino residente (MED).

Assim, a expectativa de que a maioria das espécies de peixes que vivem permanentemente ou temporariamente no estuário do rio Macaé apresentem limites de tolerância diferenciados para as condições flutuantes encontradas nesse sistema foi confirmada. É amplamente reconhecido que a interação dos fatores físicos e biológicos influenciam a ocorrência, distribuição, abundância e diversidade de peixes estuarinos tropicais (Whitfield, 1998; Blaber 2000). A análise que buscou identificar relações causais entre esses fatores identificou dois agrupamentos, um formado pelas guildas marinhas, MVO, MEO e MED, e o outro, formado por espécies dulcícolas pertencentes às guildas DP e DS. Como esperado, a salinidade, por ser o fator mais limitante na distribuição dos organismos em ambientes estuarinos (Blaber, 2002; Barletta, et al., 2005) e a profundidade, foram determinantes no agrupamento de espécies marinhas no estuário inferior. Já as espécies pertencentes à guilda dulcícola foram influenciadas pela maior transparência da água e pelos valores nulos da salinidade. Quando um recorte temporal nessa abordagem é realizado, verifica-se que foi na estiagem que os parâmetros ambientais mais influenciaram a distribuição das espécies. Nesse período de águas baixas, a maior influência das águas oceânicas, porém de alcance limitado ao

trecho de jusante, provocou uma maior diferenciação dos parâmetros ambientais no estuário do rio Macaé. Em função de suas ocorrências e abundâncias, as espécies *Centropomus parallelus* (MED) e *Awaous tajasica* (ER) foram ordenadas proximamente às espécies dulcícolas, influenciadas pelos maiores teores de oxigênio dissolvido e transparência da água. *Centropomus parallelus* utiliza de forma extensiva os ambientes estuarinos durante as fases juvenil e adulta e aspectos fisiológicos relacionados a uma absorção mais eficiente de nutrientes em águas mesohalinas ( $\approx 15$  ppt) tem sido reportados para esta espécie (Elliott et al., 2007; Tsuzuki et al., 2007). O gobiídeo *A. tajasica* pertence a uma das famílias mais dominantes em estuários temperados e tropicais (Gordo & Cabral, 2001), onde completa pelo menos uma fase de seu ciclo de vida (Elliott et al., 2007). *Pomadasys ramosus* e *Conodon nobilis*, ambas pertencentes à família Haemulidae, por outro lado, exibiram preferência por locais de altos valores de salinidade e matéria orgânica.

Uma forte segregação das espécies foi igualmente verificada na ordenação da estação chuvosa, porém, com uma menor intensidade dos parâmetros ambientais em relação à estiagem. A maior descarga de água doce nesse período pode ter efeito diluidor dos parâmetros ambientais, homogeneizando o gradiente espacial. Porém, esse efeito parece não ter sido tão intenso a ponto de causar modificações mais bruscas na salinidade e nos demais parâmetros no trecho inferior do estuário. A tilápia *Oreochromis niloticus*, considerada uma espécie dulcícola em porções oligohalinas de estuários, foi associada com o agrupamento das espécies marinhas.

Além dos agrupamentos das espécies em função dos parâmetros abióticos através das ACCs, foi possível determinar as espécies indicadoras de cada trecho nas estações chuvosa e estiagem. Dentre as espécies indicadoras destaca-se *Clarias gariepinus*, o bagre africano, única espécie indicadora do trecho superior na estiagem. O bagre africano é uma espécie introduzida e tem a capacidade de viver em uma vasta gama de habitats, incluindo rios, pântanos, lagos naturais e reservatórios artificiais (Teugels, 1986; De Graaf & Janssen, 1996), aclimatando-se facilmente a novos ambientes (Bruton, 1988). Esta espécie é um predador altamente móvel, onívoro, que se alimenta, entre outros itens, de peixes, macroinvertebrados, material vegetal, répteis e anfíbios (Bruton, 1979; Merron, 1993; Winemiller & Kelso-Winemiller, 1996; Yalçin, et al., 2001). Vários estudos indicam que em adição ao seu comportamento predatório agressivo, o bagre africano é altamente competitivo e tem a capacidade de alterar cadeias alimentares e representa uma ameaça à biota nativa das áreas onde é introduzido

(Lal et al., 2003; Khan & Panikkar, 2009). Merece atenção o fato do bagre africano ser a espécie indicadora do trecho superior na estiagem, se considerados os aspectos peculiares como as baixas riqueza local e abundância de espécies, a diminuição na disponibilidade de abrigo causada pelo assoreamento da calha do rio e exposição das margens pela baixa profundidade. Dessa forma, recomenda-se que estudos ecológicos neste trecho do estuário contemplem a dinâmica populacional de *Clarias gariepinus*, com o objetivo de compreender a origem de sua dispersão na bacia e possíveis alterações nas comunidades de peixes. Na estação chuvosa, por outro lado, as espécies indicadoras do trecho superior foram *Geophagus brasiliensis* e *Hypostomus affinis*. Nesse período, a maior descarga de água doce promove o carreamento de detrito vegetal e matéria orgânica particulada para o rio. Esses, por sua vez, juntamente como o sedimento, são as principais fontes de alimento de espécies detritívoras e iliófagas como *G. brasiliensis* e *H. affinis* (Andreato, 2010; Mazzoni et al., 2010).

A única espécie indicadora do trecho inferior na estiagem foi a palombeta *Chloroscombrus chrysurus* (MVO), uma espécie de pequeno porte ( $Lt < 30$  cm), que penetra nos estuários esporadicamente, porém não depende diretamente desse ambiente para o seu desenvolvimento (Menezes & Figueiredo, 1980). No período chuvoso, no entanto, o número de espécies indicadoras foi maior no trecho inferior ( $S=6$ ). Esse fato pode estar relacionado à ocorrência da ACAS e a maior descarga do rio, aportando para região costeira águas mais ricas em recursos para os peixes dessa região. Excetuando *Caranx latus*, que adentra os estuários quando jovem, e ocupa áreas mais distantes da costa quando adulto ( $Lt \approx 80$  cm) (Carvalho-Filho, 1999; Figueiredo & Menezes, 1978), as demais espécies indicadoras desse grupo são diretamente associadas ao ambiente estuarino. *Lycengraulis grossidens* se reproduz nos meses mais quentes do ano, preferindo águas de baixa salinidade de lagoas, estuários e rios costeiros (Carvalho-Filho, 1999; Figueiredo & Menezes, 1978). *Cathorops spixii* é um dos bagres ( $Lt \approx 30$  cm) mais comuns na costa brasileira, pois ocorre em grande número nos ambientes estuarinos e penetra os rios na época de desova (Figueiredo & Menezes, 1978; Carvalho-Filho, 1999). Os Sciaenidae *Micropogonias furnieri* e *Stellifer stellifer* possuem hábitos similares; são costeiros e formam grupos em áreas rasas com fundo de lodo, areia ou cascalho. Habitam desde mangues, lagoas salobras, estuários e baías abertas, onde se alimentam de invertebrados bentônicos (Figueiredo & Menezes, 1978). Dentre essas, *M. furnieri* atinge a primeira maturação em tamanho maior ( $Lt \approx 27,5$  cm nas fêmeas;  $Lt \approx 25$  cm nos machos) que *S. stellifer* ( $Lt \approx 9,5$  cm) (Vazzoler, 1991;

Carvalho-Filho, 1999). Os exemplares juvenis de *Polydactylus virginicus* foram capturados com arrasto na desembocadura do rio Macaé na estação chuvosa, o que sugere que os mesmos utilizem nessa estação o ambiente estuarino para alimentação e crescimento.

Além da presença de juvenis de *P. virginicus*, foi registrada em todas as campanhas a ocupação do estuário do rio Macaé por jovens da maior parte das espécies registradas. Este fato evidencia o importante papel desempenhado por esse sistema na manutenção das comunidades de peixes, principalmente as marinhas, que apresentaram maior riqueza. Assim, apesar da aparente degradação ambiental, o estuário do rio Macaé pode ser considerado uma importante área de berçário para várias espécies de peixes, sendo que o remanescente de manguezal próximo à foz deve desempenhar um papel importante na manutenção da elevada riqueza de espécies registrada, sendo uma área importante para abrigo, alimentação e reprodução de diversas espécies de peixes.

## 5- CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando os parâmetros ambientais, foi possível distinguir dois trechos principais ao longo do estuário do rio Macaé. O trecho superior (entre 3,5 e 16 km da foz), caracterizado por águas doces à oligohalinas, com baixa profundidade, elevada transparência da água e maiores concentrações de carbono orgânico dissolvido, e o trecho inferior (entre 0 a 3,5 km da foz), caracterizado por águas polihalinas à euhalinas, de maior profundidade. Além disso, uma marcada variação intraanual foi capturada pelo presente estudo, sendo esta decorrente do padrão sazonal de precipitação e consequente maior descarga de água doce, entre os meses de novembro e abril.

As variações na estrutura das comunidades de peixes foram congruentes com a variação espaçotemporal dos parâmetros ambientais. Considerando os peixes emalhados nas redes de espera, o único dos aparatos de pesca empregado em todas as localidades do estuário, é possível afirmar que: i) apesar do menor número de espécies e abundância numérica nos pontos de amostragem do trecho superior, a maior equidade determinou uma riqueza de espécies comparável àquela registrada no ponto sob maior influência marinha; ii) a ocorrência de espécies marinhas que adentram temporariamente o estuário promoveu uma elevada substituição temporal de espécies especialmente no trecho inferior; iii) o estuarino-residente *Genidens genidens* contribuiu de forma diferencial em relação às demais espécies para a maior abundância numérica e de biomassa no trecho inferior.

Quando a composição das espécies de peixes foi avaliada no eixo longitudinal do estuário do rio Macaé, uma forte zonação por guildas ecológicas é evidenciada, sugerindo respostas diferenciadas das espécies de acordo com sua origem e tolerância às variáveis físico-químicas. A salinidade, a profundidade, a transparência da água e seus teores de oxigênio dissolvido foram os principais determinantes do agrupamento das espécies marinhas e dulcícolas nos extremos do gradiente ambiental detectado no estuário. Na estiagem, essas variáveis ambientais e as concentrações de ortofosfato foram mais conspícuas e exerceram maior influência na composição e abundância das espécies. Devido a menor descarga de água doce, as águas oceânicas adentraram o trecho inferior, sendo detectadas por cerca de 1/3 da extensão do estuário. Na estação chuvosa, entretanto, a maior descarga de água doce teve efeito diluidor, relaxando esse gradiente ambiental. Porém, mesmo com essa menor heterogeneidade espacial, as espécies responderam de forma unimodal às variáveis ambientais, exceto às

concentrações de ortofostato. O efeito das chuvas e do aumento do nível do rio Macaé, no entanto, não foi intenso a ponto de causar a homogeneidade dos principais parâmetros abióticos, em especial da salinidade. Possivelmente, a ocorrência concomitante da ACAS na estação chuvosa tenha reduzido ou até mesmo anulado o efeito da descarga de água doce da drenagem continental.

A substituição de espécies dulcícolas por marinhas parece ser o processo mais importante entre os trechos superior e inferior do estuário. Juntamente com os atributos da estrutura das comunidades, a identidade e os aspectos da autoecologia das espécies indicadoras revelam que medidas de manejo e conservação do estuário do rio Macaé devem necessariamente considerar a marcada variabilidade espaçotemporal. *Clarias gariepinus*, popularmente conhecida como bagre africano, foi a espécie indicadora do trecho superior durante a estiagem. Essa espécie introduzida representa uma ameaça em potencial às espécies nativas no período do ano marcado pelo baixo nível do rio e conseqüentemente baixa oferta de abrigo, em virtude de seu comportamento agressivo e hábito alimentar generalista. Na estação chuvosa foram duas as espécies indicadoras do trecho superior: o acará *Geophagus brasiliensis* e o cascudo *Hypostomus affinis*, que possivelmente se beneficiam da maior disponibilidade de recursos alimentares na forma de matéria orgânica carreada das porções de montante com maior descarga de água doce. Na estiagem, *Chloroscombrus chrysurus*, uma espécie marinha que visita o ambiente estuarino na fase juvenil foi indicadora do trecho inferior, enquanto na estação chuvosa foram seis as espécies indicadoras deste trecho. Dessas, apenas *Caranx latus* visita o estuário quando juvenil, as demais espécies *Lycengraulis grossidens*, *Cathorops spixii*, *Micropogonias furnieri*, *Stellifer stellifer* e *Polydactylus virginicus* tem grande parte do seu ciclo de vida associada ao ambiente estuarino.

Excetuando essas espécies indicadoras, identificadas por sua elevada abundância relativa e frequência de ocorrência, a maior parte das espécies registradas no presente estudo foram ocasionais, além de uma minoria com limites de tolerância ambiental mais amplos, especialmente relacionados à salinidade. Essas poucas são capazes de estender sua distribuição além da transição entre os dois trechos do estuário. Os resultados do presente estudo sugerem que, apesar de sujeito às atividades antrópicas de retificação e assoreamento do leito no trecho superior, e da urbanização e tráfego de embarcações intensos no trecho inferior, o estuário do rio Macaé cumpre um papel fundamental nos requerimentos de mais de uma centena de espécies de peixes residentes ou que

permanecem em suas águas durante um determinado período do ano e / ou de suas vidas.

## 6- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Akin, S., Buham, E., Winemuller, K.O. & Yilmaz, H., 2005. Fish assemblage structure of Koycegiz Lagoon- Estuary, Turkey: spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64, 671–684.
- Albaret, J.J., Simier, M., Darboe, F.S., Ecoutin, J.M. & Raffray, J., 2004. Fish diversity and distribution in the Gambia estuary, West Africa, in relation to environmental variables. *Aquatic Living Resources* 17, 35-46.
- Amaral, K.J., 2003. Estuário do Rio Macaé: Modelagem Computacional como Ferramenta para o Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Andreatta, J.V., 2010. Reprodução e alimentação de algumas espécies de peixes da lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro. *Oecologia Australis*, 16(3), 501-524.
- Ara, K., 2004. Temporal variability and production of *Euterpina acutifrons* (Copepoda: Harpacticoida) in the Cananéia Lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 453-454, n. 1, pp. 177-187.
- Aveline, L.C. 1980. Fauna dos manguezais brasileiros. *Revista Brasileira de Geografia*, Rio de Janeiro, 42 (4), 786-821. IBGE/SUPREN.
- Azevedo, M.C.C., Araújo, F.G., Pessanha, A.L.M. & Silva, M.A., 2002. Co-occurrence of demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: a null model analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66, 315–322.
- Baptista, D.F., Dorvillé, L.F.M. & Nessimian, J.L., 2001. Spatial and temporal organization of aquatic insects assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. *Revista Brasileira de Biologia* 61(2), 295-304.
- Barletta, M., Saint-Paul, U., Amaral, C. S., Corrêa, M. F., Guebert, F., Dantas, D. V. & Lorenzi, L., 2008. Factors affecting seasonal variations in fish assemblages at an ecocline in a tropical–subtropical mangrove fringed estuary. *Journal of Fish Biology* 73, 1314–1336.
- Barletta, M.; Barletta-Bergan A. B.; Saint-Paul, U. & Hubold, G., 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* 66, 45-72.

- Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U. & Hubold, G., 2003. Seasonal changes in density, biomass and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (Northern Brazilian coast, East Amazon). *Marine Ecology Progress Series* 256, 217–228.
- Batista, V. S. & Rêgo, F. N., 1996. Análise de associações de peixes em igarapés do estuário do rio Tibiri, Maranhão. *Revista Brasileira de Biologia* 56, 163–176.
- Beltrão, R., 2003. Zooplâncton do estuário do rio Macaé (RJ)-Inverno de 2001 e Verão de 2002. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.
- Bizerril, C.R.S.F. & Primo, P.B., 2001. Peixes de águas interiores do Estado do Rio de Janeiro. GTZ/SEMADS, Rio de Janeiro.
- Blaber, S.J.M., 1997. *Fish and Fisheries of Tropical Estuaries*. Chapman & Hall, London.
- Blaber, S.J.M., 2000. *Tropical Estuarine Fishes. Ecology, Exploitation and Conservation*. Fish and Aquatic Resources Ser. 7, Blackwell Science.
- Blaber, S.J.M. 2002. 'Fish in hot water': the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *Journal of Fish Biology* 61, 1–20.
- Blaber, S.J.M. & Blaber T.G., 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology*, 17, 143–162.
- Bottom, D.L.; Jones, K.K.; Cornwell, T.J.; Gray, A. & Simenstad, C.A., 2005b. Patterns of Chinook salmon migration and residency in the Salmon River Estuary (Oregon). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 64, 79–93.
- Bottom, D.L.; Simenstad, C.A.; Burke, J.; Baptista, A.M.; Jay, D.A.; Jones, K.K.; Casillas, E. & Schiewe, M.H., 2005a. Salmon at river's end: the role of the estuary in the decline and recovery of Columbia River salmon. U.S. Department of Commerce., NOAA Tech. Memo. NMFS-NWFSC-68, 246.
- Brito, M. F. G. 2007. Atividade reprodutiva dos peixes do rio Macaé (RJ) em função do gradiente longitudinal. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Bruton, M.N., 1979. The food and feeding behaviour of *Clarias gariepinus* (Pisces: Clariidae) in Lake Sibaya, South Africa, with emphasis on its role as a predator of cichlids. *Trans Zool Soc Lon* 35, 47–114.

- Bruton, M.N., 1988. Systematics and biology of clariid catfish. In: Hecht T, Uys W, Britz PJ (eds) The culture of sharptooth catfish *Clarias gariepinus* in southern Africa. South African National Scientific Program Report 153, 1–10.
- Cameron, W.M. & Pritchard, D.W., 1963. Estuaries. In: Hill, M. N. ed. The sea. New York, Jhon Wiley & Sons 2, 306-324.
- Carolsfeld, J., 2003. Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status, Victoria: World Fisheries Trust & the Word Bank.
- Carvalho-Filho, A., 1999. Peixes da Costa Brasileira, 3<sup>o</sup> Edição, Editora Melro, São Paulo.
- Cervigón, F., 1985. La Octiofauna de las Aguas Costeiras Estuarinas del Delta del Rio Orinoco en la Costa Atlántica Occidental, Caribe. In Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration (Yáñez-Arancibia, A. ed.). México City: UNAM Press. 57–78.
- Chao, L.H., Pereira, L.E. & Vieira, J.P., 1985. Estuarine fish community of the dos Patos Lagoon, Brazil. A baseline study. in: Yanez-Arancibia, A. (Ed.), Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: Towards an ecosystem integration, 429–445.
- Colwell, R.K., 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Disponível em: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Costa, R.N. & Ferreira, M.I.P., 2010. A conferência da Terra: Aquecimento global, sociedade e biodiversidade. O impacto secundário da atividade petrolífera na cidade de Macaé com base na fotointerpretação de imagens aéreas. João Pessoa, Editora Universitária da UFPB, 2, 142-150.
- Costa, R.N., 2010. Ecotoxicologia como ferramenta para análise da qualidade ambiental do estuário do rio Macaé (macaé-RJ). Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. & van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- Day Jr., J.W., Hall, C.A.S., Kemp, W.M. & Yáñez-Arancibia, A., 1989. Estuarine Ecology. Wiley, New York, 558.

- De Graaf, G. & Janssen, H., 1996. Artificial reproduction and pond rearing of the African catfish *Clarias gariepinus* in Sub-Saharan Africa—a handbook, vol 362. FAO Fisheries Technical Paper, Rome.
- de Sylva, D.P., 1975. Nektonic food webs in estuaries. In: *Estuarine Research: Chemistry, Biology and the Estuarine System*. (ed. L.E. Cronin). Academic Press, New York, 1, 420–447.
- Diamond, J., 2009. *Colapso: como as sociedades escolhem o fracasso ou o sucesso*. 6ª Edição, Editora Record.
- Drinkwater, K.F. & Frank, K.T., 1994. Effects of river regulation and diversion on marine fish and invertebrates. *Aquatic Conservation: Freshwater and Marine Ecosystems*, 4, 135–151.
- Dufrêne, M. & Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67, 345–366.
- Elliott, M. & Dewailly, F., 1995. Structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29, 397–417.
- Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., Blaber, S.J., Cyrus, D.P., Nordlie, N.G. & Harrison, T.D., 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8, 241–268.
- Esteves, F.A. & Furtado, A.L.S. 2011. *Fundamentos de limnologia*, 10, 167-191. 3ª edição. Editora Interciência, Rio de Janeiro.
- Fairbridge, R. W., 1980. The estuary: its definition and geodynamic cycle. In: Olausson, E., and Cato, I. (eds.), *Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries*, 1-36.
- Figueiredo, J.L. & Menezes, N.A. 1978. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil*. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.
- Fischer, L.G., Pereira, L.E.D & Vieira, J.P. 2011. *Peixes estuarinos e costeiros*. 2ª edição, Rio Grande.
- Garcia, A.M. & Vieira, J.P., 2001. O aumento da diversidade de peixes no estuário da Lagoa dos Patos durante o episódio El Niño 1997-1998. *Atlântica*, Rio Grande, 23, 85-96.
- Garcia, A.M., Vieira, J.P. & Winemiller, K.O., 2001. Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *Journal of Fish Biology* 59, 1218-1238.

- Gillanders, B.M., Elsdon, T.S., Halliday, I.A., Jenkins, G.P., Robins, J.B. & Valesini, J., 2011. Potential effects of climate change on Australian estuaries and fish utilising estuaries: a review. *Marine and Freshwater Research*, 62, 1115–1131.
- Glowacki, L. & Penczak, T., 2000. Impoundment impact on fish in the Warta River: species richness and sample size in the rarefaction method. *Journal of Fish Biology*, 57, 99-108.
- Gordo, L.S. & Cabral, H.N., 2001. The fish assemblage structure of a hydrologically altered coastal lagoon: the Óbidos lagoon (Portugal). *Hydrobiologia* 459, 125-133.
- Grange, N. & Allanson, B.R., 1995. The influence of freshwater inflow on the nature, amount and distribution of seston in estuaries of the Eastern Cape, South Africa. *Estuarine Coastal Shelf Science*. 40, 402-420.
- Gray, A., Simenstad, C.A, Bottom, D.L. & Cornwell, T.J., 2002. Contrasting functional performance of juvenile salmon habitat in recovering wetlands of the Salmon River Estuary, Oregon, USA. *Restoration Ecology* 10, 514–526.
- Greene, C.M., Jensen, D.W., Pess, G.R. & Steel, E.A., 2005. Effects of environmental conditions during stream, estuary, and ocean residency on Chinook salmon return rates in the Skagit River, Washington. *Transactions of the American Fisheries Society* 134, 1562–1581.
- Haedrich, R.L., 1983. Estuarine Fishes. In: B.H. Ketchum (ed.) *Estuaries and Enclosed Seas*. Elsevier Publishing company. (Ecosystems of the world, 26).
- Harrison, T.D. & Whitfield, A.K., 2005. Temperature and salinity as primary determinants influencing the biogeography of fishes in South African estuaries. *Estuarine. Coastal and Shelf Science*, 66, 335-345.
- HidroWeb – Sistema de Informações Hidrológicas, Agência Nacional das Águas (ANA). Disponível em <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em 04/03/2013.
- IBAMA (Brasil), Ministério do Meio Ambiente, 2007. Estatística da pesca no Brasil, grandes regiões e unidades da Federação. Disponível em [www.ibama.gov.br](http://www.ibama.gov.br).
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Histórico cidades, 2013. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/painel/painel.php?codmun=330240#>. Acesso em 05/02/2013.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/>. Acesso em 20/12/1012.

- James, F. C. & S. Rathbun., 1981. Rarefaction, relative abundance and diversity of avian communities. *The Auk*, 98,785-800.
- Jaramillo-Villa, U., 2010. Efeito da retificação de rios sobre as taxocenoses de peixes: estudo em rios costeiros de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Kennish, M.J., 1990. *Ecology of Estuaries, Vol. 2, Biological Aspects*. Boca Raton: CRC Press.
- Khan, M.F. & Panikkar, P., 2009. Assessment of impacts of invasive fishes on the food web structure and ecosystem properties of a tropical reservoir in India. *Ecology Model* 220, 2281–2290.
- Kimmel, D.G. & Romano, M.R., 2004. Long-term trends in mesozooplankton abundance in Chesapeake Bay, USA: influence of freshwater input. *Marine Ecology Progress Series*, 267, 71–83.
- Krüger, G.C.T., Carvalho, C.E.V., Pereira, A.G., Gonçalves, G.M., Trucollo, E.C.& Schettini, C.A.F., 2003. Dinâmica de carbono orgânico dissolvido no estuário do Rio Paraíba do Sul, RJ, sob diferentes condições de maré e descarga fluvial. *Atlântica, Rio Grande*, 25, 27-33.
- Lal, K.K.; Singh, R.K.; Mohindra, V.; Singh, B. & Ponniah, A.G., 2003. Genetic make up of exotic catfish *Clarias gariepinus* in India. *Asian Fish Sci* 16, 229–234.
- Laque, T., 2011. Saturação de CO<sub>2</sub> e seus fatores reguladores em lagoas costeiras tropicais. Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Lortie, C.J., Brooker, R.W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F.I. & Reagan., 2004. Rethinking plant community theory. *Oikos*, 107 (2), 433-438.
- Lowe-McConnell, R.H., 1963. The fishes of the Rupununi savanna district of British Guiana, South America. Part 1. Ecological groupings of fish species and effects of the seasonal cycle of the fish. *Journal of the Linnean Society, Series Zoology*, 45 (304), 103-144.
- Ludwig, J.A., & Reynolds, J.F., 1988. *Statistical ecology. A primer on methods and computing* (337 pp.). New York: Wiley.
- Machado, P.M, Brito, F.P., Azevedo, W.C.S, Salomão, M.S.M.B & Rezende, C.E., 2010 a matéria orgânica dissolvida na interface continente-oceano: uma abordagem biogeoquímica no ambiente estuarino do rio paraíba do sul, estado

- do rio de janeiro. III Congresso Brasileiro de Oceanografia –Rio Grande (RS), 17 a 21 de maio de 2010.
- Marshall, S. & Elliott, M., 1996. The Structure of the Fish Assemblage in the Humber Estuary, UK. Publicaciones Especiales Instituto Espanol de Oceanografia, Madrid, Spain. 21, 231–242.
- Marshall, S. & Elliott, M., 1998. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary, UK. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 46, 175–184.
- Martino E.J. & Able K.W., 2003. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 56, 969–987.
- Mazzoni, R.; Rezende, C.F. & Manna, L.R., 2010. Feeding ecology of *Hypostomus punctatus* Valenciennes, 1840 (Osteichthyes, Loricariidae) in a costal stream from Southeast Brazil. Brazilian Journal of Biology 70, 569-574.
- McCune, B. & Mefford, M.J., 1999. PC-ORD: multivariate analysis of ecological data. Version 4.1. MjM Software Design: Oregon.
- McErlean, A.J., O'Connor, G.O., Mihursky, J.A., & Gibson, C.I., 1973. Abundance, diversity and seasonal patterns of estuarine fish populations. Estuarine, Coastal and Marine Science 1, 19–36.
- McHugh, J.L., 1967. Estuarine nekton. In: Estuaries Vol. 83 (ed. G.H. Lauff). American Association for the Advancement of Science Special Publication, Washington, DC, 581–619.
- McLusky, D.J., 1989. The Estuarine Ecosystem. Blackie, Glasgow, London, 215 pp.
- McLusky, D.S. & Elliott, M., 2004. The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management. Oxford University Press, Oxford.
- Menezes, N.A. & Figueiredo, J.L., 1980. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.
- Merron, G.S., 1993. Pack-hunting in two species of catfish, *Clarias gariepinus* and *C. ngamensis*, in the Okavango Delta, Botswana. Journal Fish Biology 43, 575–584.
- Miranda, L. B., Castro, B. M. & Kjerfve, B. 2002. Princípios de Oceanografia Física de Estuários, 1º edn. Editora da Universidade de São Paulo.
- Molisani, M.M., Costa, R.N., Cunha, P., Rezende, C.E., Ferreira, M.I.P & Esteves, F.A., 2012a. Acute Toxicity Bioassay with the Amphipod, *Grandidierella bonnieroides* S. After Exposure to Sediments from an Urban Estuary (Macaé

- River Estuary, RJ, Brazil). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90, 79–84.
- Molisani, M.M., Esteves, F.A., Lacerda, L.D & Rezende, C.E., 2012b. Emissões naturais e antrópicas de nitrogênio, fósforo e metais para a bacia do rio Macaé (Macaé, RJ, Brasil) sob influência das atividades de exploração de petróleo e gás na Bacia de Campos. *Quimica Nova*, vol. 36, 1, 27-33.
- Moreira da Silva, P. de C., 1973. A ressurgência em Cabo Frio. Instituto da Pesca Marinha, Rio de Janeiro, 078, 56.
- Nagelkerken, I. & van der Velde, G., 2004. A comparison of fish communities of subtidal seagrass beds and sandy seabeds in 13 marine embayments of a Caribbean island, based on species, families, size distribution and functional groups. *Journal of Sea Research* 52, 127– 147.
- Namiki, C.A.P., 2008, Variação espaço-temporal das assembleias de ictioplâncton no estuário do rio Macaé e região do adjacente. Tese de mestrado em ciências biológicas pela UFRJ.
- Neves, L.M., Teixeira, T.P. & Araújo, F.G., 2010. Structure and dynamics of distinct fish assemblages in three reaches (upper, middle and lower) of an open tropical estuary in Brazil. *Marine Ecology*, 32, 115-131.
- Nordlie, F.G., 1979. Niche specificities of eleotrid fishes in a tropical estuary. *Reviews in Biology of the Tropics* 27, 35–50.
- Nordlie, F.G., 2003. Fish communities of estuarine salt marshes of eastern North America, and comparisons with temperate estuaries of other continents. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13, 281–325.
- Paterson, A. W. & Whitfield, A. K., 2000. Do shallow-water habitats function as refugia for juvenile fishes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51, 359–364. doi: 10.1006/- ecss.2000.0640.
- Perkins, E.J., 1974. *The Biology of Estuaries and Coastal Waters*. Academic Press, London.
- Pinheiro, M.R.C, 2008. Avaliação de usos preponderantes e qualidade da água com subsídios para os instrumentos de gestão dos recursos hídricos aplicada à bacia hidrográfica do rio Macaé. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Instituto Federal Fluminense.
- Potter, I.C. & Hyndes, G.A., 1999. Characteristics of the ichthyofaunas of Southwestern Australian estuaries, including comparisons with Holartic

- estuaries and estuaries elsewhere in temperate Australia: a review. *Australian Journal of Ecology*, 24, 395–421.
- Potter, I.C., Beckley, L.E., Whitfield, A.K. & Lenanton, R.C.J., 1990. Comparisons between the roles played by estuaries in the life cycles of fishes in temperate Western Australia and southern Africa. *Environmental Biology of Fishes* 28, 143-178.
- Potter, I.C., Benjamin, M.C., Chuwen, B.M., Hoeksema, S.D. & Elliott, M., 2010. The concept of an estuary: A definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87, 497–500.
- Potter, I.C., Claridge, P.N., Hyndes, G.A. & Clarke, K.R., 1997. Seasonal, annual and regional variations in ichthyofaunal composition in the Inner Severn Estuary and Inner Bristol Channel. *Journal of the Marine Biological Association, UK* 77, 507–525.
- Pritchard, D., 1955. Estuarine circulation processes. *Proceedings of the American Society of Civil Engineers*. 81- 177,1-11.
- Robertson A.I. & Blaber S.J.M., 1992. Plankton, epibenthos and fish communities. In: Robertson A.I., Alongi D.M. (Eds), *Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union, Washington, DC:173–224.
- Root, R.B., 1967. The niche exploitation pattern of the blue-grey gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37, 317– 350.
- Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMADS, 2001. *Bacias hidrográficas e rios fluminenses: síntese informativa por macrorregião ambiental*. Rio de Janeiro: 73 p.
- Selleslagh J. & Amara R., 2008. Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a small macrotidal estuary (eastern English Channel). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79, 507–517.
- Souza, P.A., Oliveira, D., Hingel, R.L & Cunha, A., 2009. A caracterização do uso da terra na bacia do rio Macaé (RJ).
- StatSoft, INC., 2007, *Statistica (data analysis software system)*. Version 8.0. Available at://www.statsoft.com.
- Ter Braak, Cajo J.F., 1986. Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology*, 67, 1167–1179.

- Teugels, G.G., 1986. A systematic revision of the African species of the genus *Clarias* (Pisces; Clariidae). *Annales Musée Royal de l'Afrique Centrale* 247.
- Thiel R., Sepúlveda, A., Kafemann, R. & Nellen, W., 1995. Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. *Journal of Fish Biology* 46, 47–69.
- Tsuzuki, M.Y., Cerqueira, V.R., Teles, A. & Doneda, S., 2007. Salinity tolerance of laboratory reared juveniles of the fat snook *centropomus parallelus*, *Brazilian Journal of Oceanography*, 55 (1), 1-5.
- Vazzoler, A.E.A. de M., 1991. Síntese de conhecimentos sobre a biologia da corvina, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823), da costa do Brasil. *Revista Atlântica*, Rio Grande, 13 (1), 55-74.
- Vieira, J.P. & Musick, J.A., 1993. Latitudinal patterns in diversity of fishes in warm-temperate and tropical estuarine waters of the western Atlantic. *Atlantica*, Rio Grande 15, 115 e 133.
- Vieira, J.P. & Musick, J.A., 1994. Fish faunal composition in warm-temperate and tropical estuaries of western Atlantic. *Atlantica*, Rio Grande 16, 31 e 53.
- Wada, E., Minagawa, M., Mizutani, H., Tsuji, T., Imaizumi, R. & Karasawa, K., 1987. Biogeochemical studies on the transport of organic matter along the Otsuchi River Watershed, Japan, *Estuarine Coastal and Shelf Science* 25, 321-336.
- Wagner M.C. & Austin H.M., 1999. Correspondence between environmental gradients and summer littoral fish assemblages in low salinity reaches of the Chesapeake Bay, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 177, 197–212.
- Wallace, J.H. & van der Elst, R.P., 1975. The Estuarine Fishes of the East Coast of South Africa. Part 4. Occurrence of Juveniles in Estuaries. Part 5. Ecology, Estuarine Dependence and Status. Investigational Report of the Oceanographic Research Institute, Durban, South Africa No. 42, 1–63.
- Weber, W., 2001. Ambiente das Águas No estado do Rio e Janeiro, SEMADS.
- Whitfield A.K., 1983. Factors influencing the utilization of southern African estuaries by fishes. *South African Journal of Science*, 79, 362–365.
- Whitfield A.K., 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9, 151–186.
- Whitfield, A.K. & Elliott, M., 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries – a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology* 61(Suppl. A): 229–250.

- Whitfield, A.K., 1990. Life-history styles of fishes in South African estuaries. *Environmental Biology of Fishes*, 28, 295–308.
- Whitfield, A.K., 1998 *Biology and Ecology of Fishes in Southern African Estuaries*. Ichthyological Monographs of the J.L.B. Smith Institute of Ichthyology, Grahamstown, South Africa. (2), 223.
- Winemiller, K.O. & Kelso-Winemiller, L.C., 1996. Comparative ecology of catfishes of the Upper Zambezi River floodplain. *Journal Fish Biology*, 49l, 1043–1061.
- Yalçın, S.; Akyurt, I. & Solak, K., 2001. Stomach contents of the catfish (*Clarias gariepinus* Burchell, 1822) in the River Asi (Turkey). *Turk Journal Zoology* 25, 461–468.
- Yañez-Arancibia, A., Lara-Dominguez, A.L., Rojas-Galaviz, J.L., Sánchez-Gil, P., Day, J.W. Jr & Madden, C.J., 1988. Seasonal biomass and diversity of estuarine fishes coupled with tropical habitat heterogeneity (southern Gulf of Mexico). *Journal of Fish Biology* 33(Suppl. A), 191–200.
- Yañez-Arancibia A., Linares A.F.A. & Day J.W. Jr., 1980. Fish community structure and function in Terminos Lagoon, a tropical estuary in the southern Gulf of Mexico. In Kennedy V.S. (ed.) *Estuaries perspectives*. New York: Academic Press, 465–482.



<i>Mugil</i> sp.	2,0 ± 0,41				124				
Carangidae sp.	1,67 ± 0,54				4				
<i>Menticirrhus americanus</i>	15,4 ± 6,82	MEO			3		2		2
<i>Macrodon ancylodon</i>	26,77 ± 4,46	MEO			2		7		1
<i>Orthopristis ruber</i>	14,0 ± 4,53	MEO			1		4		6
<i>Nebris microps</i>	22,76 ± 8,42	MVO			1		1		1
<i>Anchoa filifera</i>	8,1	MEO			1				
<i>Bagre marinus</i>	27,6	MED			1				
<i>Peprilus paru</i>	16,3 ± 2,0	MEO					2		2
<i>Menticirrhus littoralis</i>	12,63 ± 2,95	MEO					2		1
<i>Sphoeroides pachygaster</i>	2,55 ± 0,07	MEO					2		
<i>Aspistor luniscutis</i>	11,2	MED					1		
<i>Boridia grossidens</i>	10,1	MVO					1		
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	34,5	MEO					1		
<i>Prionotus punctatus</i>	12,4	MEO					1		
Sciaenidae sp.	5,3	MEO					1		
<i>Genidens barbatus</i>	23,28 ± 3,26	MED							46
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	19,0	ER							1
<i>Scomberomorus regalis</i>	29,4	MVO							1
<i>Genidens</i> sp.	8,12 ± 2,09		435	1349					1
<i>Anchoa tricolor</i>	5,96 ± 2,08	MEO	430	265	261	38	3		1
<i>Anchoa januaria</i>	5,96 ± 2,08	MEO	272	1					
<i>Stellifer rastrifer</i>	8,6 ± 3,3	MEO	242		94	4	310	3	137
<i>Pellona harroweri</i>	9,7 ± 4,6	MEO	70		204	1	256		676
<i>Chilomycterus spinosus</i>	7,63 ± 1,62	MVO	58	3	16	42	3		
<i>Conodon nobilis</i>	7,64 ± 2,83	MEO	38		125	2	763		35 4
<i>Stellifer stellifer</i>	7,8 ± 2,75	MEO	29		34	2	72	3	55

<i>Harengula clupeola</i>	11,29 ± 2,54	MEO	8	2			8		28	26
<i>Trichiurus lepturus</i>	30,0 ± 27,03	MVO	5	5	31	3	23		9	
<i>Oligoplites saliens</i>	20,0 ± 3,71	MED	4			2			120	2
<i>Bagre bagre</i>	30,38 ± 5,02	MED	3					1	2	
<i>Polydactylus virginicus</i>	9,1 ± 4,60	MEO	2	6	59	6	13	43	3	11
<i>Selene vomer</i>	4,8 ± 3,74	MVO	2	1	7	3	4	1		
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	12,75 ± 4,95	MVO	2	2	2	1	3		2	
<i>Trachinotus carolinus</i>	4,4 ± 4,79	MEO	1		11			1	8	
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	8,8 ± 3,19	MEO	1	1			1		1	
<i>Porichthys porosissimus</i>	18,95 ± 3,46	MVO	1					1		
<i>Notarius grandicassis</i>	8,26 ± 1,59	MED			78		27	1	6	
<i>Cathorops spixii</i>	11,59 ± 3,70	MED			76	27	370	652	121	22
<i>Anchovia clupeoides</i>	5,93 ± 1,02	MEO			41	729	87	1		1
<i>Atherinella brasiliensis</i>	8,46 ± 4,10	ER					11			4
<i>Potamarius grandoculis</i>	19,85 ± 6,84	MED					2			37
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	11,92 ± 3,28	MED					1			3
<i>Genidens machadoi</i>	11,13 ± 6,65	MED							225	3
<i>Cetengraulis edentulus</i>	8,9 ± 3,69	MEO				13			4	
<i>Symphurus tessellatus</i>	8,1 ± 1,49	MED	1	2		96				3
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	9,46 ± 3,57	MVO				5	2			2
<i>Achirus lineatus</i>	6,36 ± 2,19	ER		1		1				
<i>Anchoa lyolepis</i>	3,96 ± 0,05	MEO		3						
<i>Cosmocampus elucens</i>	14,4	ER		1						
<i>Dactylopterus volitans</i>	10,0	MEO		1						
<i>Dormitator maculatus</i>	3,4 ± 0,4	ER								3
<i>Elops</i> sp.	3	MED		2						
<i>Engraulis anchoita</i>	13,35 ± 0,21	MEO						2		





Anexo 2: Espécies de peixes registradas nas quatro campanhas, realizadas em junho, setembro e dezembro de 2011 e março de 2012, no estuário do rio Macaé, RJ. Siglas das guildas: DP: dulcícolas primárias; DS: dulcícolas secundárias; ER: estuarino residente; MED: marinho estuarino residente; MEO: marinho estuarino oportunista e MVO: marinho visitante oportunista. Fonte: Vagner Leonardo M. dos Santos (comunicação pessoal), Ana Cristina Petry (com. Pessoal), Fish Base, Carvalho-Filho, 1999.

Ordem	Família	Espécie	Guilda	Hábito alimentar	Itens	Reprodução	Hábitos	Distribuição	Importância econômica
Elopiformes	Elopidae	<i>Elops saurus</i> (Linnaeus, 1766)	MED	Carnívoro	Zoobentos e pequenos peixes	Fecundação externa	Pelágico	Inglaterra ao sudeste brasileiro	Pouco valor comercial, usado como isca, pesca esportiva
Clupeiformes	Pristigasteridae	<i>Odontognathus mucronatus</i> (Lacepède, 1800)	MED	Filtrador	Plâncton	Fecundação externa	Pelágico-nerítico	Venezuela ao Rio de Janeiro	Pouco valor comercial
	Engraulidae	<i>Anchoa filifera</i> (Fowler, 1915)	MEO	Carnívoro	Zoobentos e zooplâncton	Fecundação externa	Pelágico-nerítico	Leste da Colômbia, Venezuela sul para o Brasil, Antilhas (e algumas ilhas ao largo da Venezuela) e Golfo de Honduras	Pouco valor comercial
		<i>Anchoa januaria</i> (Steindachner, 1879)	MEO	Carnívoro	Zooplâncton e fitoplâncton	Fecundação externa	Pelágico-nerítico	Ceará à Santa Catarina, Brasil	Sem valor comercial
		<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh, 1900)	MEO	Carnívoro	Zooplâncton	Fecundação externa	Pelágico	Cabo de Hatteras à Ilha de São Sebastião, São Paulo	Pesca de subsistência, usada como isca
		<i>Anchoa marinii</i> (Hildebrand, 1943)	MEO	Carnívoro	Zoobentos, zooplâncton	Fecundação externa	Pelágico	Cabo Frio, Rio de Janeiro até Mar del Plata, Argentina	Pouco valor comercial

	<i>Anchoa tricolor</i> (Spix & Agassiz, 1829)	MEO	Carnívoro	Larvas de Crustáceos e Moluscos	Fecundação externa	Pelágico-nerítico	Ceará, Brasil, até Mar de la Plata, Argentina	Pouco comercial
	<i>Anchovia clupeioides</i> (Swainson, 1839)	MEO	Filtrador	Fitoplantônico	Fecundação externa	Bentopelágico	Venezuela ao Rio de Janeiro	Sem valor comercial
	<i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler, 1911)	MEO	Carnívoro	Crustáceos, larvas de invertebrados	Fecundação externa	Pelágico-nerítico	Venezuela ao Sul do Brasil	Pouco valor comercial
	<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	MEO	Filtrador	Fitoplantônico	Fecundação externa	Pelágico-nerítico	No Caribe e do Panamá à Costa do Estado de Santa Catarina	Pouco valor comercial, usado como isca
	<i>Engraulis anchoita</i> Hubbs & Marini 1935	MEO	Carnívoro	Zooplâncton e fitoplâncton	Fecundação externa	Pelágico-nerítico	Oceano Atlântico Ocidental, do norte do Rio de Janeiro, Brasil, ao Golfo de São Jorge, Argentina.	Alto valor comercial
	<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	MED	Carnívoro	Zooplâncton, crustáceos e pequenos peixes	Fecundação externa	Pelágico-nerítico	Venezuela a Argentina	Pouco comercial
	<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	MEO	Carnívoro	Pequenos peixes e plâncton	Fecundação externa	Pelágica	Flórida, EUA, ao sul do Brasil	Pouco comercial, usada como isca.
Clupeidae	<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	MVO	Carnívoro	Zoobentos, pequenos peixes	Fecundação externa	Pelágico	Nova Inglaterra à Argentina	Valor comercial, usado como isca

		<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	MEO	Carnívoro	Pequenos peixes	Fecundação externa	Pelágico-nerítico	Oceano Atlântico Ocidental, do Panamá ao Rio Grande do Sul	Pesca de subsistência
Characiformes	Curimatidae	<i>Cyphocharax gilbert</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	DP	Iliófago	Detritos e sedimento	Fecundação externa	Bentopelágico	Da Bahia ao Rio de Janeiro e São Paulo	Pouca importância comercial
	Prochilodontidae	<i>Prochilodus vimboides</i> (Kner, 1859)	DP	Detritívoro	Detritos, fitoplâncton	Fecundação externa	Bentopelágico	Bacias do Paraná-Paraguai e do Rio Paraíba do Sul	Valor comercial
	Anostomidae	<i>Leporinus copelandii</i> Steindachner 1875	DP	Onívoro	Frutos, organismos bentônicos	Fecundação externa - Reofílica	Bentopelágico	América do Sul, na bacia do Rio Paraíba do Sul e bacia do Rio Doce, no Brasil.	Valor comercial
	Characidae	<i>Astyanax giton</i> Eigenmann 1908	DP	Onívoro	Zoobentos, insetos, detritos	Fecundação externa	Bentopelágico	América do Sul, na bacia do Rio Paraíba do Sul e Rios costeiros do Espírito Santo e Rio de Janeiro, Brasil	Aquariofilia
		<i>Astyanax gr. bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	DP	Onívoro	Zoobentos, insetos, detritos e por vezes, escamas	Fecundação externa	Bentopelágico	Panamá à Bacia do Amazonas	Aquariofilia
		<i>Astyanax janeiroensis</i> Eigenmann 1908	DP	Onívoro	Zoobentos, insetos, detritos	Fecundação externa	Bentopelágico	Leste do Brasil	Aquariofilia
		<i>Bryconamericus</i> sp.	DP	Onívoro	Zoobentos, insetos, detritos	Fecundação externa	Bentopelágico		

		<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)	DP	Carnívoro	Insetos, larvas de inseto	Fecundação externa	Bentopelágico	Drenagens costeiras do rio e Bacia do Rio Uruguai no Rio Grande do Sul; Rio Paraíba do Sul, no Rio de Janeiro; Bacia do Rio Paraguai	Aquariofilia
		<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1829)	DP	Carnívoro	Principalmente peixes	Fecundação externa	Bentopelágico	Sudeste do Brasil	Sem valor comercial
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	DS	Carnívoro	Zoobentos, detritos e peixes	Fecundação externa	Bentopelágico	América Central e América do Sul, de Costa Rica a Argentina	Valor comercial, aquicultura
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner 1877)	DP	Iliófago	Sedimento, lodo, perifiton	Fecundação externa com cuidado parental	Demersal	Bacia do Rio Paraíba do Sul	Valor comercial
	Loricariidae	<i>Schizolecis guntheri</i> (Miranda Ribeiro, 1918)	DP	Detritívoro	Sedimento, fitoplâncton	Fecundação externa	Demersal	Sudeste do Brasil	Sem valor comercial
	Heptapteridae	<i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein, 1823)	DP	Onívoro	Material vegetal, zoobentos	Fecundação externa sem cuidado parental	Demersal	Bacia do Rio Paraíba do Sul.	Pesca de subsistência
		<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	DP	Onívoro	peixes, insetos, zooplâncton e crustáceos bentônicos	Fecundação externa sem cuidado parental	Bentopelágico	México à Argentina	Aquicultura
	Auchenipteridae	<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner, 1877)	DP	Onívoro	Material vegetal, zoobentos, lodo	Fecundação interna com desenvolvimento externo	Demersal	Sudeste do Brasil	Aquariofilia

Clariidae	<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	DP	Onívoro	Insetos, plâncton, peixes, invertebrados e plantas.	Fecundação externa com cuidado parental	Bentopelágico	África, Ásia e amplamente introduzida na Europa, América do Sul	Aquicultura e pesca esportiva
Ariidae	<i>Aspistor luniscutis</i> (Valenciennes 1840)	MED	Onívoro	Zoobentos	Fecundação externa	Bentopelágico	América do Sul, na Guiana Francesa e Brasil	Sem valor comercial
	<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	MED	Carnívoro	Zoobentos, pequenos peixes	Fecundação externa	Demersal	Colômbia ao Rio Amazonas	Valor comercial, pesca esportiva
	<i>Bagre marinus</i> (Mitchill, 1815)	MED	Carnívoro	Zoobentos e peixes	Fecundação externa	Demersal	Costa do Golfo do México; Cuba, no oeste da margem do Caribe, e a margem norte da América do Sul. Às vezes, em rios e estuários	Valor comercial, pesca esportiva
	<i>Bagre</i> sp.							
	<i>Cathorops spixii</i> (Spix & Agassiz, 1829)	MED	Carnívoro	Invertebrados e pequenos peixes	Fecundação externa com cuidado parental	Demersal	Rio do Atlântico e do Caribe e estuários da Colômbia ao Brasil	Pouco valor comercial
	<i>Genidens barbatus</i> (Lacepède 1803)	MED	Onívoro	Organismos de fundo e restos orgânicos	Reprodução externa. Machos incubam ovos e filhotes na boca.	Demersal	Costa Leste América do Sul, da Bahia, Brasil ao Rio de La Plata, Argentina	Espécie comercial

		<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	ER	Onívoro	Organismos de fundo e restos orgânicos	Reprodução externa. Machos incubam ovos e filhotes na boca.	Demersal	Costa Leste América do Sul, da Bahia, Brasil ao Rio de La Plata, Argentina	Espécie comercial
		<i>Genidens machadoi</i> (Miranda Ribeiro 1918)	MED	Onívoro	Organismos de fundo e restos orgânicos	Reprodução externa. Machos incubam ovos e filhotes na boca.	Demersal	Rios costeiros do sul do Atlântico, Rio de Janeiro, Brasil a Argentina	Espécie comercial
		<i>Notarius grandicassis</i> (Valenciennes, 1840)	MED	Carnívoro	Zoobentos, pequenos peixes	Fecundação externa com cuidado parental	Demersal	Rios e estuário do Golfo da Venezuela ao Rio Amazonas	Pouco valor comercial
		<i>Potamarius grandoculis</i> (Steindachner 1877)	MED	Carnívoro	Zoobentos, pequenos peixes	Reprodução externa. Machos incubam ovos e filhotes na boca.	Bentopelágico	América do Sul,, Bacias dos Rios Doce e Paraíba do Sul.	Pouco valor comercial
Gymnotiformes	Hipopomidae	<i>Brachyhypopomus janeiroensis</i> (Costa & Campos-da-Paz, 1992)	DP	Carnívoro	Zoobentos, pequenos peixes	Fecundação externa-sem cuidado parental	Bentopelágico	Bacias do Rio Paraíba do Sul e Rio São João	Usado como isca
	Sternopygidae	<i>Eigenmannia</i> sp.	DP	Carnívoro	Zoobentos	Fecundação extena sem cuidado parental	Bentopelágico	Guianas à Bacia do Amazonas	Usado como isca
Batrachoidiformes	Batrachoididae	<i>Porichthys porosissimus</i> (Cuvier, 1829)	MVO	Carnívoro	Peixes e zoobentos	Fecundação externa	Demersal	Atlântico Sul, Rio de Janeiro ao norte da Argentina	Pouco valor comercial
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil curema</i> (Valenciennes, 1836)	MED	Iliófago	Detritos e sedimento	Fecundação externa sem cuidado parental	Bentopelágico	Golfo da Califórnia ao Chile	Pesca esportiva, aquicultura

		<i>Mugil liza</i> (Valenciennes, 1836)	MED	Detritívoro	Detritos e fitoplâncton	Fecundação externa	Demersal	Mar do Caribe à Argentina	Valor comercial, aquicultura
Atheriniformes	Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1825)	ER	Onívoro	Zoobentos, detritos e fitoplâncton	Fecundação externa	Bentopelágico	Costa norte da América do Sul	Pesca de subsistência
Beloniformes	Hemiramphidae	<i>Hemiramphus brasiliensis</i> (Linnaeus 1758)	ER	Carnívoro	Pequens peixes, fitoplâncton	Fecundação externa	Pelágico	Massachusetts, EUA e norte do Golfo do México ao Brasil	Pouco valor comercial
	Belonidae	<i>Strongylura marina</i> (Walbaum 1792)	MED	Carnívoro	Zoobentos, pequenos peixes	Fecundação externa	Pelágico	Maine, nos EUA e norte do Golfo do México ao Brasil	Pouco valor comercial
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Phallocerus arpagos</i> (Lucinda, 2008)	DS	Carnívoro	Larvas de mosquitos	Fecundação interna (vivíparo).	Bentopelágico	Rio Paraná, bacia do rio Paraguai e nas drenagens costeiras do rio Itaboapana para rio Araranguá	Sem valor comercial
		<i>Poecilia vivipara</i> (Bloch & Schneider, 1801)	DP	Carnívoro	Larvas de mosquitos	Fecundação interna (vivíparo).	Bentopelágico	Venezuela, ao longo da costa para o Rio de la Plata, na Argentina	Sem valor comercial
Gasterosteiformes	Syngnathidae	<i>Cosmocampus elucens</i> (Poey, 1868)	ER	Filtrador	Fitoplâncton, zooplâncton	Fecundação externa com cuidado parental (ovovivíparas)	Demersal	Carolina do Norte, EUA, Bermudas e norte do Golfo do México às Pequenas Antilhas e Suriname	Sem valor comercial
		<i>Microphis lineatus</i> (Kaup, 1856)	ER	Filtrador	Fitoplancton, zooplâncton	Fecundação interna (ovovivíparo).	Nerítico-pelágico	Nova Jersey e leste da Flórida, EUA, à São Paulo, Brasil	Sem valor comercial

		<i>Pseudophallus mindii</i> (Meek & Hildebrand, 1923)	ER	Filtrador	Fitoplancton, zooplâncton	Fecundação interna (ovovivíparo).	Bentopelágico	Rios costeiros do Caribe e Atlântico	Sem valor comercial
Scorpaeniformes	Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	MEO	Carnívoro	Zoobentos e pequenos peixes	Fecundação externa	Demersal	Massachusetts, EUA, até Argentina	Sem valor comercial
	Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch 1793)	MEO	Carnívoro	Peixes e Crustáceos	Fecundação externa	Demersal	Atlântico ocidental, Belize e Jamaica ao sul da Argentina, Antilhas, América Central e América do Sul	Pouco valor comercial
	Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i> (Poey, 1860)	MED	Carnívoro	Peixes e Crustáceos	Fecundação externa sem cuidado parental	Demersal	Sul da Flórida, EUA, e da costa do Golfo do México até Florianópolis, Brasil	Carne apreciada, pesca esportiva
	Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	MVO	Carnívoro	Peixes	Fecundação externa	Pelágico	Cosmopolita, vive em regiões temperadas e quentes e subtropicais em ambos hemisférios	Alto valor comercial, pesca esportiva, aquicultura
	Carangidae	<i>Carangidae</i> sp.							
		<i>Carangoides bartholomaei</i> (Cuvier, 1833)	MVO	Carnívoro	Peixes	Fecundação externa	Pelágico	Massachusetts, EUA, à São Paulo, Brasil	Valor comercial, pesca esportiva
		<i>Caranx latus</i> (Agassiz, 1831)	MEO	Carnívoro	Peixes, camarões e outros invertebrados	Fecundação externa-ovos pelágicos	Pelágicos	Oceano Atlântico, no lado oeste ocorre desde New Jersey, EUA, até o Rio Grande do Sul	Pouco valor comercial, pesca esportiva

<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	MVO	Carnívoro	Peixes, cefalópodes e organismos planctônicos, principalmente crustáceos	Fecundação externa	Pelágico-nerítico	Massachusetts, EUA, até Argentina, comum no Sudeste brasileiro	Valor comercial
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	MED	Carnívoro	Peixes e zooplâncton	Fecundação externa-ovos pelágicos	Bentopelágico	Laguna de Caratasca, Honduras à Montevideú, Uruguai	Valor comercial, aquariofilia
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	MVO	Carnívoro	Pequenos siris, camarões, peixes e poliquetas	Fecundação externa	Demersal	Atlântico oeste, desde Massachusetts, EUA, até o Uruguai	Pouco comercial, aquariofilia
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	MVO	Carnívoro	Zoobentos e pequenos peixes	Fecundação externa	Bentopelágico	Massachusetts, EUA, ao Brasil	Alto valor comercial, pesca esportiva, aquicultura
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	MVO	Carnívoro	Zoobentos, pequenos peixes	Fecundação externa	Bentopelágico	Massachusetts, EUA, ao Sudeste do Brasil	Valor comercial, pesca esportiva, aquicultura

Gerreidae	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker 1863)	MED	Carnívoro	Peixes, crustáceos, zooplâncton e detritos	Fecundação externa	Demersal	Atlântico Leste, Maurîtânia à Angola. Atlântico oeste, Bermudas e Flórida, EUA, ao Brasil.	Pouco valor comercial
	<i>Eugerres brasílianus</i> (Cuvier, 1830)	MED	Carnívoro	Zoobentos	Fecundação externa	Demersal	Santa Carolina, EUA, à Santa Catarina, Brasil	Valor comercial
Haemulidae	<i>Boridia grossidens</i> Cuvier 1830	MVO	Onívoro	Zoobentos, pequenos peixes	Fecundação externa	Demersal	Atlântico Sudoeste	Sem valor comercial
	<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	MEO	Carnívoro	Pequenos peixes, camarões, outros invertebrados e fitoplâncton	Fecundação externa	Demersal	América Central e América do Sul	Valor comercial, aquariofilia
	<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	MEO	Carnívoro	Zoobentos e pequenos peixes	Fecundação externa	Demersal	Honduras ao Brasil	Valor comercial
	<i>Pomadasys ramosus</i> (Poey, 1860)	MEO	Carnívoro	Zoobentos, peixes	Fecundação externa	Pelágico-nerítico	América Central ao Brasil	Pouca importância comercial
Sparidae	<i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1792)	MVO	Onívoro	Zoobentos, macroalgas, pequenos peixes	Fecundação externa	Bentopelágico	Canadá ao Brasil	Alto valor comercial, pesca esportiva

Polynemidae	<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	MEO	Carnívoro	Zoobentos	Fecundação externa	Demersal	Nova Jersey, USA, à Salvador, Brasil	Pouco comercial, pesca esportiva
Sciaenidae	<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	MEO	Carnívoro	Zoobentos, pequenos peixes	Fecundação externa	Demersal	Mar do Caribe ao Sudeste do Brasil	Valor comercial
	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metzelaar, 1919)	MEO	Carnívoro	Zoobentos	Fecundação externa	Demersal	Desde Nicarágua (América Central), através da costa do Caribe até o sul do Brasil	Pouco valor comercia, usado como isca
	<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier 1830)	MEO	Carnívoro	Zoobentos	Fecundação externa	Demersal	Venezuela à Santos, Brasil	Valor comercial
	<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	MEO	Carnívoro	Zoobentos	Reprodução externa	Demersal	Costa Rica ao Sudeste do Brasil	Pouco valor comercia, usado como isca
	<i>Larimus breviceps</i> (Cuvier, 1830)	MEO	Carnívoro	Peixes e zoobentos	Reprodução externa	Demersal	Costa Rica ao Rio de Janeiro	Valor comercial, usado como isca
	<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	MEO	Carnívoro	Peixes e zoobentos	Fecundação externa	Demersal	Venezuela ao norte da Argentina	Pouco valor comercial
	<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	MEO	Carnívoro	Zoobentos, pequenos peixes	Fecundação externa	Demersal	Nova York à Argentina	Valor comercial

<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook 1847)	MEO	Carnívoro	Zoobentos, pequenos peixes	Fecundação externa	Demersal	Virgínia, EUA e a costa continental do Golfo do México ao Rio Grande do Sul, Brasil	Pouco valor comercial, pesca esportiva
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	MED	Carnívoro	Crustáceos bentônicos e peixes	Fecundação externa	Demersal	Costa Rica à Argentina	Espécie comercial
<i>Nebris microps</i> (Cuvier, 1830)	MVO	Carnívoro	Zoobentos e peixes	Fecundação externa	Demersal	Colômbia ao Sudeste do Brasil	Valor comercial
<i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier, 1830)	MEO	Carnívoro	Camarões e pequenos peixes	Fecundação externa	Demersal	Flórida, EUA, ao sul do Brasil	Pouco valor comercial
<i>Ophioscion punctatissimus</i> (Meek & Hildebrand, 1925)	MEO	Carnívoro	Zoobentos, zooplâncton	Fecundação externa	Demersal	Porto Rico e do Panamá ao Brasil	Pouco valor comercial, usado como isca
<i>Paralonchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)	MEO	Carnívoro	Vermes	Fecundação externa	Demersal	Panamá ao Sudeste do Brasil	Pouco valor comercial
<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	MEO	Carnívoro	Zoobentos, pequenos peixes	Fecundação externa	Demersal	Brasil	Pouco valor comercial
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	MEO	Carnívoro	Zoobentos, pequenos peixes	Fecundação externa	Demersal	Colômbia ao Sudeste do Brasil	Pouco valor comercial
<i>Stellifer</i> sp.	MEO	Carnívoro	Zoobentos, pequenos peixes	Fecundação externa			

	<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	MEO	Carnívoro	Zoobentos, pequenos peixes	Fecundação externa	Demersal	Venezuela ao Brasil	Pouco valor comercial
	<i>Umbrina coroides</i> (Cuvier, 1830)	MEO	Carnívoro	Zoobentos, peixes	Fecundação externa	Demersal	Bahamas, Virgínia, Texas, EUA, à Recife, Brasil	Valor comercial, usado como isca (quando pequeno)
Cichlidae	<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)	DS	Carnívoro	Peixes, insetos, camarões	Fecundação externa com cuidado parental	Bentopelágico	Argentina ao Sudeste do Brasil	Aquariorfilia
	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	DS	Detritívoro	Detritos, fitoplâncton e zooplâncton	Fecundação externa com cuidado parental	Bentopelágico	Drenagens costeiras do leste e sul do Brasil e Uruguai	Aquariorfilia
	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	DS	Onívoro	Detritos, Fitoplâncton, zooplâncton	Fecundação externa com cuidado parental	Bentopelágico	África, amplamente introduzida para a aquicultura. Vários países comunicaram impacto ecológico negativo após a introdução	Alto valor comercial, aquicultura
Eleotridae	<i>Dormitator maculatus</i> (Bloch 1792)	ER	Detritívoro	Detritos e fitoplâncton	Fecundação externa	Demersal	Norte da América do Sul, ao longo da vertente atlântica da Carolina do Norte, EUA, ao sudeste do Brasil	Valor comercial

	<i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin, 1789)	ER	Carnívoro	Larvas e pupas de dípteras (especialmente os jovens), zoobentos e pequenos peixes.	Fecundação externa	Demersal	Bermuda, Bahamas, Carolina do Sul e norte do Golfo do México, EUA, ao sudeste do Brasil	Sem valor comercial
Gobiidae	<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein, 1822)	ER	Detritívoro	Detritos	Fecundação externa	Demersal	Piauí à Santa Catarina	Sem valor comercial
	<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	ER	Carnívoro	Zoobentos	Fecundação externa	Demersal	Flórida, EUA, ao sul do Brasil	Aquariofilia
	<i>Ctenogobius boleosoma</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	ER	Carnívoro	Zooplâncton	Fecundação externa	Bentopelágico	Norte do Golfo do México ao Rio de Janeiro	Sem valor comercial
	<i>Ctenogobius shufeldti</i> (Jordan & Eigenmann, 1887)	ER	Carnívoro	Zoobentos	Fecundação externa	Demersal	Carolina do Norte ao sul da Flórida e Texas nos EUA. Venezuela e Brasil	Sem valor comercial
	<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	MED	Carnívoro	Zoobentos	Fecundação externa-ovos bentônicos	Demersal	Em águas tropicais, incluindo Golfo do México e as Índias Ocidentais	Sem valor comercial
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i> (Linnaeus, 1758)	MVO	Carnívoro	Peixes, crustáceos, lulas.	Fecundação externa	Bentopelágico	Ampla distribuição, ocorre em águas tropicais e temperadas de todo o mundo	Auto valor comercial, pesca esportiva
Scombridae	<i>Scomberomorus regalis</i> (Bloch 1793)	MVO	Carnívoro	Peixes, crustáceos, lulas.	Fecundação externa	Associado a refcife	Atlântico oeste, desde Massachusetts, EUA, até o Brasil	Alto valor comercial, pesca esportiva

Stromateidae	<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus 1758)	MEO	Carnívoro	Medusas, pequenos peixes, crustáceos e plâncton	Fecundação externa	Bentopelágico	Nordeste dos EUA ao Rio de Janeiro, Brasil	Pouco valor comercial
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i> (Evermann & Marsh, 1900)	MEO	Carnívoro	Zoobentos	Fecundação externa	Demersal	Sudeste da Flórida ao Brasil	Sem valor comercial
	<i>Citharichthys macrops</i> (Dresel, 1885)	MEO	Carnívoro	Zoobentos, pequenos peixes	Fecundação externa	Demersal	Carolina do Norte, EUA, Norte do Golfo do México à Honduras	Sem valor comercial
	<i>Etropus crossotus</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	MED	Carnívoro	Zoobentos	Fecundação externa	Demersal	Virgínia à Tramandaí, Rio Grande do Sul	Sem valor comercial
	<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)	MEO	Carnívoro	Zoobentos, peixes	Fecundação externa	Demersal	Brasil	Alto valor comercial, pesca esportiva
Achiridae	<i>Achirus declivis</i> (Chabanaud, 1940)	ER	Carnívoro	Zoobentos	Fecundação externa	Demersal	Honduras à Santa Catarina	Sem valor comercial
	<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	ER	Carnívoro	Vermes, crustáceos e pequenos peixes	Fecundação externa	Bentônicos	Flórida, EUA, norte do Golfo do México à Argentina	Aquariofilia
	<i>Catathyridium garmani</i> (Jordan 1889)	ER	Carnívoro	Zoobentos	Fecundação externa	Demersal	Estuários e zonas marinhas costeiras do sudeste do Brasil, incluindo Lagoa dos Patos, Uruguai e norte da Argentina	Sem valor comercial

	<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	MED	Carnívoro	Zoobentos	Fecundação externa	Demersal	Atlântico Ocidental	Sem valor comercial
	<i>Trinectes microphtalmus</i> (Chabanaud, 1928)	MED	Carnívoro	Zoobentos	Fecundação externa	Demersal	Trinidad e Tobago ao Sudeste do Brasil	Sem valor comercial
	<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	MED	Carnívoro	Insetos aquáticos e crustáceos	Fecundação externa	Demersal	Suriname à Santa Catarina	Sem valor comercial
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus</i> <i>lagocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	MVO	Carnívoro	Zoobentos	Fecundação externa	Bentopelágico	Canadá ao Brasil	Valor comercial, pesca esportiva
	<i>Sphoeroides pachygaster</i> (Müller & Troschel 1848)	MEO	Carnívoro	Zoobentos				
	<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	MEO	Carnívoro	Zoobentos	Fecundação externa	Bentopelágico	Massachusetts, EUA, à Santa Catarina, Brasil	Pouco valor comercial, aquariofilia
	<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	MEO	Carnívoro	Invertebrados bentônicos	Fecundação externa	Demersal	Ilha Rhode, EUA, ao Sudeste do Brasil	Sem valor comercial
Diodontidae	<i>Chilomycterus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	MVO	Onívoro	Zoobentos, macroalgas, pequenos peixes	Fecundação externa	Demersal	Venezuela à Argentina	Sem valor comercial

---