



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO TRÊS RIOS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO MEIO AMBIENTE - DCMA**

**INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NA ASSEMBLEIA DE
PEIXES DE PRAIAS ARENOSAS DA BAÍA DA ILHA GRANDE – RJ**

Alan Silva Alves Bastos

ORIENTADOR: Prof. Dr. Leonardo Mitrano Neves

**TRÊS RIOS - RJ
DEZEMBRO – 2018**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO TRÊS RIOS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO MEIO AMBIENTE - DCMA**

**INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NA ASSEMBLEIA DE
PEIXES DE PRAIAS ARENOSAS DA BAÍA DA ILHA GRANDE – RJ**

Alan Silva Alves Bastos

Monografia apresentada ao curso de Gestão Ambiental, como requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Gestão Ambiental da UFRRJ, Instituto Três Rios da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

**TRÊS RIOS - RJ
DEZEMBRO – 2018**

Bastos, Alan Silva Alves, 2018-

Influência da estrutura da paisagem na assembleia de peixes de praias arenosas da Baía da Ilha Grande – RJ/ Alan Silva Alves Bastos. - 2018.
71f. : grafs.6, tabs2.

Orientador: Leonardo Mitrano Neves.
Monografia (bacharelado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,
Instituto Três Rios.

Bibliografia: f. 57-60.

1. Ecologia de paisagem – 2. estrutura do habitat – 3. assembleia de peixes. I. Bastos, Alan Silva Alves. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto Três Rios. III. Influência da estrutura da paisagem na assembleia de peixes de praias arenosas da Baía da Ilha Grande – RJ



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO TRÊS RIOS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO MEIO AMBIENTE - DCMA

**INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NA ASSEMBLEIA DE PEIXES DE
PRAIAS ARENOSAS DA BAÍA DA ILHA GRANDE – RJ**

Alan Silva Alves Bastos

Monografia apresentada ao Curso de Gestão Ambiental como pré-requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Gestão Ambiental da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto Três Rios da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Aprovada em 07/12/18

Banca examinadora:

Prof. Orientador Leonardo Mitrano Neves

Prof. Fábio Cardoso de Freitas

Prof. Fábio Souto de Almeida

TRÊS RIOS - RJ
DEZEMBRO – 2018

Dedicatória

“Dedico esse trabalho a Deus, meus pais, meu irmão, amigos, professores e toda minha família que, com muito carinho e apoio, não mediram esforços para que fosse possível completar essa etapa da minha vida.”

AGRADECIMENTO

Agradeço primeiramente a Deus, que esteve e sempre estará permeando a minha vida e todos que amo. A ele devo absolutamente tudo! Obrigado!

Agradeço a minha família por todo apoio, dedicação e zelo comigo durante toda essa jornada. O bem mais precioso que poderia querer! Obrigado!

Agradeço ao meu orientador Leonardo Mitrano Neves, por todo companheirismo, amizade, aprendizados, experiências e conselhos dados desde a iniciação científica e que fizeram essa monografia ser possível. A cada brincadeira e puxão de orelha que me fizeram enxergar que orientador não anda na nossa frente, e sim do nosso lado. Obrigado!

Agradeço ao corpo docente da rural por todo apoio, profissionalismo e dedicação com seus alunos. Toda bagagem que levarei daqui em diante é tudo graças a vocês! Obrigado!

Agradeço aos demais funcionários da rural, seguranças, faxineiras (tias!), Chefe de Laboratório Mirian e todos pela assistência dada, conversas, instruções e acolhimento. Sem vocês a rural não existe! Obrigado!

Mãe - Obrigado por toda batalha para dar ao meu irmão e a mim um futuro melhor. A toda dedicação, mesmo com dois empregos, pós-graduação, o jantar estava servido à mesa toda noite. Obrigado por ser minha guia, minha grande amiga, meu porto seguro, palavras não fazem jus a tudo que representa para mim. Obrigado!

Pai - Obrigado por todo amor, aprendizado e disciplina, sem isso eu não estaria aqui hoje. Por construir nossa casa do zero com suas próprias mãos, e por ter feito de mim seu parceiro nesse projeto. A toda proteção, cuidado, palavras e incentivos que fizeram de mim um ser humano melhor e continuam fazendo, a gratidão ao senhor é um dívida eterna. Obrigado!

Irmão - Obrigado por ser meu grande amigo, por todas as brincadeiras, lições, palavras, carinho, e até as brigas que nos fizeram hoje mais fortes. Se hoje sou quem sou, em grande parte foi observando você. O orgulho e gratidão por ti é imenso meu irmão. Que não percamos o amor e a irmandade nunca. Obrigado!

A dupla - Cloé Ragazzi e Janice Gripp, pessoas que conheci durante esse caminho da graduação e que se transformaram em pouquíssimo tempo no meu apoio, meu teto e meu chão. Foram muitos momentos passados, de alegria, tristeza, apoio, e que nos fizeram estar hoje firmes e mais unidos. São as pessoas que me arrastam para as festas e me proporcionam grandes risadas, conversas e experiências de vida com uma dose de conselhos. Só tenho a agradecer por terem

entrado na minha vida e nunca mais saído, e por favor, não saíam! Amo vocês e serei sempre grato. Obrigado!

Secretaria de Meio Ambiente - Agradeço a toda experiência adquirida dentro do órgão, que me acolheu, apoiou e ensinou com todo carinho. Clóe (de novo), Alex, Tiaguinho, Fábio, Raphael, Alice, Carol, Dagoberto, Cristiano, Dani e todos! Obrigado pelo aprendizado, experiências, brincadeiras, conversas, instruções e companheirismo, saí da secretaria com uma nova visão e novas amizades! Obrigado!

2015.1 - Gostaria de falar de cada pessoa desse grupo separadamente também, mas o texto não teria fim. Quero agradecer a cada membro dessa turma, desde os que saíram aos que continuaram e optaram por se aventurar nessa jornada assim como eu. Obrigado a todos, me vi um jovem desnorteado ao chegar na graduação, muito tímido! Vocês me acolheram, cada um do seu jeito, da sua maneira, e fizeram-me sentir em casa. Esses quatro anos valeram uma vida... cada brincadeira, besteira, tempo livre, trabalhos, apresentações, festas, confraternizações, conversas, almoços, ah.. os almoços! Cada momento, tudo tão único, são lembranças que vão me encher os olhos, seguido de um grande sorriso. A trajetória até aqui foi muito dura para todos, e foi exatamente esse companheirismo único da turma que nos manteve de pé e firmes na caminhada. Meu muito obrigado a cada um de vocês, são meus amigos eternos, e não existe tempo que apague o que vivemos. Que vocês sejam muito felizes na vida, estarei aplaudindo de pé o sucesso de cada um de vocês, sempre, seja de perto ou de longe. Obrigado!

G.A - Talvez seja a quem mais devo agradecer, gestão ambiental..? O que é? Mexe com meio ambiente? Gestão ambiental? Quantas respostas tivemos que dar juntos a diversas pessoas não é mesmo? Eu tenho um amor enorme pelo meu curso, me fez enxergar um mundo com cores que talvez jamais enxergasse em outros cursos ou sozinho. Fez-me mudar de vida, me encontrar, me tornar uma pessoa melhor, me guiar. Entrei no curso sem saber o que queria, aos poucos, com as matérias, os amigos, os professores, esse curso me encantou e quando me dei conta éramos um. Para você que ingressou no curso, se encontra em situação parecida com a minha e por obséquio se deparou com essa monografia, olhe para GA com os olhos críticos e sinceros, sem preconceitos, sem incertezas e certezas. Saiba a necessidade do meio ambiente, os conflitos existentes, perspectivas futuras, e onde o curso entra nesses debates. O meio ambiente vem se tornando um necessário e gigante tema global acadêmico, empresarial e político, com empenho, força e dedicação não existem barreiras. Obrigado!

“O que sabemos é uma gota; o que ignoramos é um oceano. Mas o que seria o oceano se não infinitas gotas?”

- Isaac Newton

RESUMO

Os ecossistemas costeiros encontram-se ameaçados por múltiplos distúrbios que operam em diferentes escalas espaciais, demandando uma ampliação no conhecimento dos fatores naturais e antrópicos que influenciam a composição e estrutura das assembleias. A intensa ocupação urbana em áreas costeiras oferece um desafio aos gestores ambientais que necessitam entender as relações entre as características da paisagem e a distribuição da biota para o delineamento e aplicação de medidas eficientes em conservação. Este estudo visa determinar como mudanças na estrutura da matriz de paisagem afetam os padrões espaciais das assembleias de peixes de praias da baía da Ilha Grande (BIG). Coletas de peixes em praias arenosas foram realizadas na baía da Ribeira (BR) em seis pontos de coleta, e na baía de Parati (BP) em quatro pontos. As áreas totais e a porcentagem de cobertura de quatro matrizes de habitats (manguezal, formação florestal, área antropizada e área edificada) foram registradas através de análises espaciais dentro de um raio de 2,4 km de cada ponto de coleta de peixes. A BR apresentou uma maior cobertura de manguezais (59,28%), formação florestal (59,54%) e área antropizada (67,55%), enquanto a BP apresentou a maior cobertura de área edificada (69,46%). Entretanto, a distância dos locais de coleta de peixes para áreas de manguezais na BP foi menor do que na BR. As baías variaram fortemente quanto ao número de espécies e indivíduos. O total de 18.280 peixes (4.749 na BR e 13.531 na BP) foi coletado, que pesaram 20.290,9g (7.203,9g na BR e 13.087g na BP). Foram coletadas 60 espécies (28 na BR e 50 na BP) em sua maioria de indivíduos jovens ou em fase pós-larval. Dois táxons destacaram-se como as mais abundantes, *Atherinella brasiliensis* (56,22% na BR e 15,39% na BP) e *Anchoa* spp. (34,01% BR e 76,72% BP), totalizando 90,23% da abundância de indivíduos da BR e 92,12% na BP. A variação do número de espécies e indivíduos na BIG pode ser associada ao mosaico da paisagem e a fatores que atuam em pequenas escalas, como o tipo de substrato e a profundidade. A população da BP concentra-se próxima ao centro da cidade, com poucos bairros afastados e dois dos locais amostrados ocorrem junto a manguezais e possuem substrato lodoso e baixas profundidades. Por outro lado, a BR apresenta áreas antropizadas ao longo de toda a costa, sendo presente em todos os pontos de coleta. A associação da porcentagem das matrizes do habitat com o número de espécies e indivíduos revelou que a ictiofauna da região é positivamente influenciada pelos manguezais e negativamente por áreas antropizadas e edificadas. Em maior escala, a proximidade de manguezais está relacionada ao conjunto de espécies disponível para colonizarem as praias adjacentes. Em menor escala, a predominância de substrato lodoso e baixas profundidades favorecem peixes jovens por conferir alimento, que é mais abundante nesse tipo de substrato, e proteção contra predação.

Palavras-chave: Ecologia da paisagem, estrutura do habitat, ictiofauna.

ABSTRACT

Coastal ecosystems are threatened by multiple disturbances that operate at different spatial scales, demanding an increase in the knowledge of the natural and anthropic factors that influence the composition and structure of the assemblages. The intense urban occupation in coastal areas presents a challenge to environmental managers who need to understand the relationships between landscape characteristics and the distribution of biota to the design and application of conservation measures. This study aims to determine how changes in the structure of the landscape matrix affect the spatial patterns of the fish assemblages of Ilha Grande Bay (IGB) beaches. Fish samples were carried out on sandy beaches in the Ribeira Bay (RB) in six sites, and in Parati bay (PB) in four sites. The total area and percentage cover of four habitat matrices (mangrove, forest formation, anthropic area and built area) were recorded through spatial analyzes within a 2.4km radius of each fish sampling site. RB showed a greater mangrove cover (59.28%), forest formation (59.54%) and anthropized area (67.55%), while PB had the highest built area cover (69.46%). However, the distance from fish sampling sites to mangrove areas in PB was lower than in RB. The bays varied strongly in the number of species and individuals. A total of 18,280 (4,749 RB and 13,531 PB) fishes were collected, weighing 20,290.9g (7,203.9g RB and 13,087g PB), of which 60 species (28 RB and 50 PB) were mostly juveniles or post-larval. Two taxa were responsible for most of the catches, *Atherinella brasiliensis* (56.22% BR and 15.39% PB) and *Anchoa* spp. (34.01% RB and 76.72% PB), totaling 90.23% of the abundance of RB individuals and 92.12% in PB. The variation in the number of species and individuals in BIG can be associated to landscape mosaic and to factors acting on small scales such as substrate type and depth. PB's population is concentrated near the downtown, with few remote neighborhoods and two of the sites sampled were placed near mangroves and have muddy substrates and low depths. On the other hand, RB presents anthropic areas along the whole coast, being present in all points of collection. The association of the percentage of habitat matrices with the number of species and individuals revealed that the ichthyofauna of the region is positively influenced by mangroves and negatively by anthropic and edified areas. On a larger scale, the proximity of mangroves is related pool of species available to colonize adjacent beaches. On a smaller scale, the predominance of muddy substratum and low depths favor juvenile fishes in terms of food supply, which is more abundant in this type of substrate, and protection against predation.

Keywords: Landscape ecology, habitat structure, ichthyofauna.

LISTA DE ABREVIACÕES E SÍMBOLOS

APP - Área de Preservação Permanente

BR - Baía da Ribeira

BP - Baía de Parati

BIG - Baía da Ilha Grande

UFRRJ - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

FBDS - Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa da Baía da Ilha Grande com destaque para a Baía de Parati e Baía da Ribeira. Rio de Janeiro, Brasil.21
- Figura 2.** Mapa da Baía da Ribeira, Rio de Janeiro, Brasil. Mosaico da paisagem, escala 1:20:000. Raio de 2,4km, correspondente a 18km² de zona amostrada em cada local.25
- Figura 3.** Mapa da Baía de Parati, Rio de Janeiro, Brasil. Mosaico da paisagem, escala 1:20:000. Raio de 2,4km, correspondente a 18km² de zona amostrada por local.26
- Figura 4.** Associação da porcentagem das matrizes do habitat com o número de espécies e indivíduos.36
- Figura 5.** Média \pm erro padrão do número de espécies de acordo com a profundidade na Baía de Parati, Rio de Janeiro, Brasil. Todos os locais representados apresentam substrato lodoso.38
- Figura 6.** Média \pm erro padrão do número de indivíduos através da profundidade. Baía de Parati, Rio de Janeiro, Brasil. Todos os locais representados apresentam substrato lodoso.39
- Figura 7.** Média \pm erro padrão do número de espécies através do substrato e profundidade. Baía da Ribeira, Rio de Janeiro, Brasil.40
- Figura 8.** Média \pm erro do número de indivíduos através do substrato e profundidade. Baía da Ribeira, Rio de Janeiro, Brasil.41
- Figura 9.** Diagrama da ordenação pelo método MDS expressando a variação da assembleia de peixes entre as baías.42

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Número de indivíduos total (N total), abundância relativa (%N), frequência de ocorrência (FO) dos peixes coletados na baía da Ribeira e Baía de Parati, Angra dos Reis e Paraty, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.....30
- Tabela 2.** Resultados da análise SIMPER para a abundância das espécies na Baía da Ribeira (BR) e Baía de Parati (BP). As espécies que ocorrem em apenas uma das baías estão em negrito.....43

Sumário

1. INTRODUÇÃO	15
1.1 OBJETIVO GERAL.....	19
1.1.1 Objetivos Específicos.....	19
2. MATERIAIS E MÉTODOS	19
2.1. ÁREA DE ESTUDO	19
2.2. PROGRAMA DE AMOSTRAGENS	21
2.3. TRATAMENTO DE DADOS.....	23
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	23
3.1. MOSAICO DA PAISAGEM.....	23
3.1.1. Comparação dos Mosaicos da Paisagem	26
3.2. ASSEMBLEIA DE PEIXES	29
3.3. RELAÇÕES ENTRE O MOSAICO DA PAISAGEM E A ASSEMBLEIA DE PEIXES	34
3.4. VARIAÇÃO EM RELAÇÃO AO SUBSTRATO E PROFUNDIDADE.....	37
3.5. PADRÕES DA ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES	41
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	44
5. REFERÊNCIAS	46

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas costeiros são detentores de valiosas contribuições populacionais e serviços ecossistêmicos, se tornando ambiente de ricas fontes de subsistência para a população (ex. pesca) e auxílio ambiental contra o sequestro de carbono e a erosão costeira (Costanza et al. 1997, Nagelkerken et al. 2015). Junto a isto, mais da metade da população mundial vive cerca de 100 km do ambiente costeiro (Vitousek et al. 1997), o que faz necessária a cautela com esse ambiente e todo o crescente estresse que vem sofrendo. O ambiente costeiro encontra-se ameaçado por múltiplos distúrbios que operam em diferentes escalas espaciais, demandando uma ampliação no conhecimento das relações entre a paisagem e a distribuição da biota no sentido de endereçar medidas eficientes de preservação, uso sustentável e restauração de sua funcionalidade (Margules & Austin 1994, Turner et al. 1998, Defeo et al. 2009, Franco et al. 2016). Os distúrbios que atuam em escalas espaciais amplas (milhares de km) incluem os efeitos das mudanças climáticas como o aumento do nível do mar e a acidificação dos oceanos, enquanto efluentes urbanos e industriais, destruição de habitats (e.g. manguezais), canalização e assoreamento de estuários atuam em escalas espaciais menores (dezenas a centenas de km) (Defeo et al. 2009, Franco et al. 2016). A complexidade dos habitats permite que os processos ecológicos sejam analisados em múltiplas escalas espaciais (Staveley et al. 2017), com isso, o uso de ferramentas espaciais se torna essencial para classificar e identificar escalas ecologicamente relevantes, sobretudo que visem projetar áreas marinhas para proteção (Hitt et al. 2011).

A utilização de programas de geoprocessamento é eficaz para realizar diagnósticos ambientais visando a sua utilização em estudos ecológicos e, em alguns casos, vem tomando espaço como análise principal de hipóteses nas referidas pesquisas (Guisan & Zimmermann 2000, Muška et al. 2018). Os padrões de distribuição e abundância de organismos têm sido explicados através de matrizes do habitat, tanto em ambiente terrestre quanto marinho (Margules & Austin 1994, Mastrotillo et al. 1997, Guisan & Zimmermann 2000, Muška et al. 2018). Frente a isso, a distribuição e abundância de organismos são altamente correlacionadas com a composição dos habitats da paisagem (Hanke et al. 2017).

Muitas espécies de peixes utilizam o ambiente costeiro de diferentes modos em resposta das distintas matrizes do habitat existentes, por exemplo, para estágios da vida, abrigo e alimentação (Beck et al. 2001, Sheaves et al. 2015, Staveley et al. 2017). As características dos

habitats (nível de estruturação, tipo de substrato), bem como os fatores antrópicos (poluição, sobrepesca) atuam em conjunto com as mudanças nas variáveis físico-químicas da água (salinidade, temperatura, turbidez) determinando a composição e estrutura das comunidades (Blaber 1980, 2000, Laedsgaard & Johnson 2001).

A pressão antrópica em áreas costeiras vem crescendo cada vez mais nas últimas décadas, com o acelerado crescimento demográfico e econômico, fazendo dos distúrbios antrópicos um dos principais causadores da degradação desse ambiente (Defeo et al. 2009, Brown & McLachlan 2002). Sabendo disso, os desafios à conservação dos ecossistemas costeiros estão diretamente relacionados à intensa ocupação urbana nessas áreas. De acordo com a Constituição do Estado do Rio de Janeiro (1989), art. 268, são áreas de preservação permanente: I - os manguezais e as áreas estuarinas (...); II, as praias, vegetação de restingas e os costões rochosos (...); e o art. 269, II, estabelece que a zona costeira e a Ilha Grande são áreas de interesse ecológico. O conceito de Área de Preservação Permanente (APP) está compreendido na Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, art. 3, inciso II: “área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.” Dentre os ecossistemas costeiros, as praias arenosas são conhecidas por possuírem um dos habitats aquáticos mais dinâmicos, com variações de condições físicas, exposição às ondas, estresses antrópicos (Brown & McLachlan 1990, Defeo et al. 2009) e abrigarem uma elevada biodiversidade de aves e peixes. As praias suportam uma assembleia de peixes com elevada diversidade e abundância dominada por indivíduos predominantemente jovens (Andreatta et al. 2002). Estas praias podem funcionar como áreas de berçário para espécies de peixes por fornecerem condições adequadas para o crescimento, como disponibilidade de alimento (zooplâncton e organismos bentônicos) e abrigo (áreas rasas com elevada turbidez) contra predadores (Lasiak 1986, Costa 2006). Porém, o aumento da frequência e da magnitude de impactos ambientais em decorrência dos interesses da sociedade tem agravado crescentemente a degradação de recursos naturais (Borsatto et al. 2007).

O intenso uso de zonas costeiras e a inclusão de uma matriz urbanizada vêm alterando as condições abióticas de praias arenosas, que por sua vez influenciam na composição da assembleia de peixes (Defeo et al. 2009). A pressão antrópica na região costeira altera direta e indiretamente a biota aquática local, pressupondo a mudança que gera na água com o carreamento de rejeitos domésticos, aporte de nutrientes, água doce e poluição (Köster et al.

2007, Franco et al. 2016). Estudos mostram como os estresses físicos vêm destruindo diretamente comunidades de peixes (Larimore et al. 1959), aves e mamíferos (Bendel 1974), e indiretamente através da destruição de habitats (Sousa 1984). A pressão gerada pela expansão demográfica e o avanço tecnológico está degradando e até mesmo eliminando sistemas costeiros inteiros através de construções, rejeitos domésticos e industriais, e destruição da mata do entorno. A biota aquática, sobretudo a ictiofauna, tem absorvido grande parte do estresse antrópico. O elevado fluxo de pesca tem tornado locais antes ricos em diversidade e abundância de peixes em um deserto marinho, interrompendo ciclos sazonais de diversas espécies (Friedlander & DeMartini 2002, Stevenson et al. 2007). Do mesmo modo, a poluição desse ambiente está fazendo com que a migração de diversas espécies seja prejudicada e transferida para novas áreas menos impactadas (Keenan 2000). Por exemplo, na baía de Sepetiba, uma assembleia de peixes mais diversa, constante e abundante foi encontrada em uma praia insular em comparação a continental (Pereira et al. 2015). Isso revela o quão prejudicial pode ser a inclusão humana na estrutura do habitat de sistemas costeiros e a sobrepesca e poluição para as assembleias de peixes.

Indicar e determinar as variáveis que influenciam a distribuição espacial de organismos é um dos principais obstáculos de análises e pesquisas ambientais, sobretudo, fundamental para a elaboração de medidas efetivas de proteção do meio ambiente, principalmente da fauna (Neves et al. 2016, Fonseca 2016). A distância de determinado local para fontes de estresse ambiental (portos, marinas e centros urbanos) tem sido utilizada para descrever a influência de fatores como a sedimentação e poluição sobre a distribuição de espécies de peixes (Stuart-Smith et al. 2008, Golbuu et al. 2011). A assembleia de peixes de praias arenosas, em parte, possuem adaptações para se deslocar da zona nerítica (plataforma continental) que utilizam no estágio inicial de vida, para a zona oceânica (alto mar) na fase adulta (Gibson et al. 1993, Lamberth et al. 1995, Potter et al. 2001, Vasconcellos et al. 2010). Junto com a sensibilidade a variáveis ambientais na água (Ayvazian & Hyndes 1995, Potter et al. 2001), a complexidade de paisagens é fundamental para a sobrevivência e reprodução de espécies (Fahrig 2007). A estrutura dos habitats de entorno e o aporte de nutrientes dos rios indicam o potencial da área para o recrutamento de espécies de peixes (Neves et al. 2011, Remmert 1983, Martino & Able 2003).

A análise de mosaicos da paisagem é fundamental para interligar a distribuição espacial de espécies com os processos antrópicos e naturais do ecossistema (Chefaoui 2014). A relação, necessidade e ligação de espécies com as estruturas da paisagem, principalmente em ambientes

terrestres, vêm sendo estudada com vigor nas últimas décadas (Turner 2005, Wu 2013), mas também com inúmeros estudos de habitats aquáticos (Grober-Dunsmore et al. 2008, Belmaker et al. 2011). Métricas para o estudo da distribuição espacial em mosaicos de zonas costeiras e habitats marinhos têm aumentado nos últimos anos (Wedding et al. 2011, Chefaoui 2014, Costa et al. 2014, Pappalardo et al. 2015). Entretanto, não existem teorias sólidas quanto à seleção de matrizes, sendo realizado experimentos comparativos para explorar a relação da biota com o ambiente no entorno (McGarigal et al. 1995).

As regiões costeiras também são importantes matrizes de estruturação de paisagens, podendo sê-la o verdadeiro geoindicador de suscetibilidade à erosão por exemplo (Marcomini et al. 2007), possibilitando assim indicar os possíveis causadores de degradação, como o caso de atividades antrópicas. Além disso, zonas costeiras apresentam potencial para a análise de praias como indicadores de espécie, podendo ser aplicado na gestão de áreas protegidas (Chefaoui 2014). Entretanto, obter camadas detalhadas de mapeamento GIS para análise em sistemas costeiros é algo desafiador, devido à parte das informações existentes do sistema costeiro estarem ligadas a projetos financiados (McBreen et al. 2011).

Os peixes de praias arenosas em pequena escala espacial são distribuídos em resposta ao tipo de substrato e profundidade, (Tolimieri & Levin 2006, Pritchett & Pyron 2011, Benoît 2012), tendo em vista que revelam acentuadas variações em diferentes espécies de peixes (Tolimieri & Levin 2006, Benoît 2012). A maioria dos indivíduos desses ambientes são de peixes jovens que utilizam a região para desenvolvimento inicial de vida, sendo assim áreas mais rasas conferem maior proteção contra predação e áreas com substratos ricos em matéria orgânica (como fundos lodosos) maior variedade e abundância de itens alimentares para peixes (Coto et al. 1988,; Andreatta et al 2002, Araújo et al. 2008).

O presente estudo visa determinar como mudanças na estrutura da matriz de paisagem afetam os padrões espaciais das assembleias de peixes. As paisagens nas quais as praias arenosas estão inseridas foram quantificadas em relação à porcentagem de cobertura de tipos vegetacionais e de uso, e assim correlacionadas à riqueza de espécies e à abundância, obtidas em cada ponto e baía.

1.1 OBJETIVO GERAL

- Investigar a variação da assembleia de peixes em relação aos gradientes naturais terrestres e antropogênicos do entorno, bem como aspectos físicos (profundidade e tipo de substrato) dos habitats aquáticos.

1.1.1 Objetivos Específicos

- Descrever a composição e estrutura da assembleia de peixes de duas áreas costeiras estuarinas (baía de Ribeira e baía de Parati) da baía da Ilha Grande;
- Relacionar as mudanças na estrutura da matriz de paisagem com aspectos estruturais das assembleias de peixes;
- Investigar a influência da profundidade e tipo de substrato sobre parâmetros da assembleia de peixes.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado na baía da Ribeira (BR) e na baía de Parati (BP), microrregiões inseridas nas porções leste e oeste da Baía da Ilha Grande (BIG), respectivamente (Figura 1). Os locais de amostragem foram selecionados visando compreender a variação espacial na estrutura da assembleia em relação às características dos habitats de entorno e a proximidade para estressores antropogênicos, como cidades, rios antropizados e construções na zona costeira. Os ecossistemas costeiros na BIG estão inseridos em uma matriz de entorno ambientalmente complexa, com uma gama de mosaicos de habitats ao entorno de praias arenosas. A BIG possui grandes matrizes de edificação, ambientes protegidos, morros florestados, densos bairros, zonas de pasto, e centenas de praias arenosas que faz da região um local de alto conflito de interesses. A BR e a BP possuem locais selecionados para este estudo próximos, situados a menos de 1,4 km (BR) e 50 m, (BP) dos centros urbanos dos municípios de Parati e Angra dos Reis (Costa 1998, Creed et al. 2007). Os rios que drenam para essas regiões geram uma área costeira

estuarina com oscilações de salinidade, temperatura e elevada turbidez (Thiel et al. 1995), podendo ser ameaçados pelos grandes centros urbanos localizados na baía e ao redor dos rios (Franco et al. 2016). A BR está localizada no município de Angra dos Reis, entre 22° 59' 01.42"S e 44° 23' 11.51"O (Figura 1). O total de seis locais foram escolhidos na BR, sendo eles, Retiro, Enseada, Pontal, Frade Leste e Frade Oeste. A BR possui locais como a praia Bracuí, que forma uma planície de maré com extensas áreas de manguezal adjacente. Locais mais internos apresentam estuários que geram aporte de nutrientes, e juntamente com o manguezal, pode se tornar um ambiente ideal para determinadas espécies de peixes jovens (Nagelkerken et al. 2008). Enquanto áreas mais externas das baías sofrem maior influência de correntes costeiras, exigindo maior hidrodinamismo da ictiofauna, resultando em diferentes espécies (Remmert 1983, Andreatta et al. 2002, Martino & Able 2003, Neves et al. 2011). Três dos quatro principais afluentes que desembocam em Angra dos Reis se localizam dentro da BR, sendo esses os rios Bracuí, Jurumirim e Japuiba (Costa 1998, Creed et al. 2007).

A BP está localizada no município de Paraty, também no interior da BIG, entre 23°11'24.51"S e 44°41'06.26"O (Figura 1). Nesta baía quatro locais foram selecionados, sendo Praia do Cais, Jabaquara, Praia Grande e Corumbê. O município de Paraty possui o centro urbano posicionado para a zona interna da baía, causando possível impacto direto em praias arenosas e na assembleia de peixes da região. A BP possui áreas abrigadas, próximas ao centro de Paraty, com grandes canais de esgotos, portos e residências. Esse contato direto com as atividades antrópicas gera praias com substrato lodoso e elevada turbidez (Orpin et al. 2004), acarretando em uma zona de baixo hidrodinamismo, que pode ser favorável a determinadas espécies de peixes. Do mesmo modo a baía detém locais com presença de manguezais próximos, estuários, regiões mais expostas e áreas protegidas por ilhas contra a influência oceânica no continente (ex. Praia Grande).

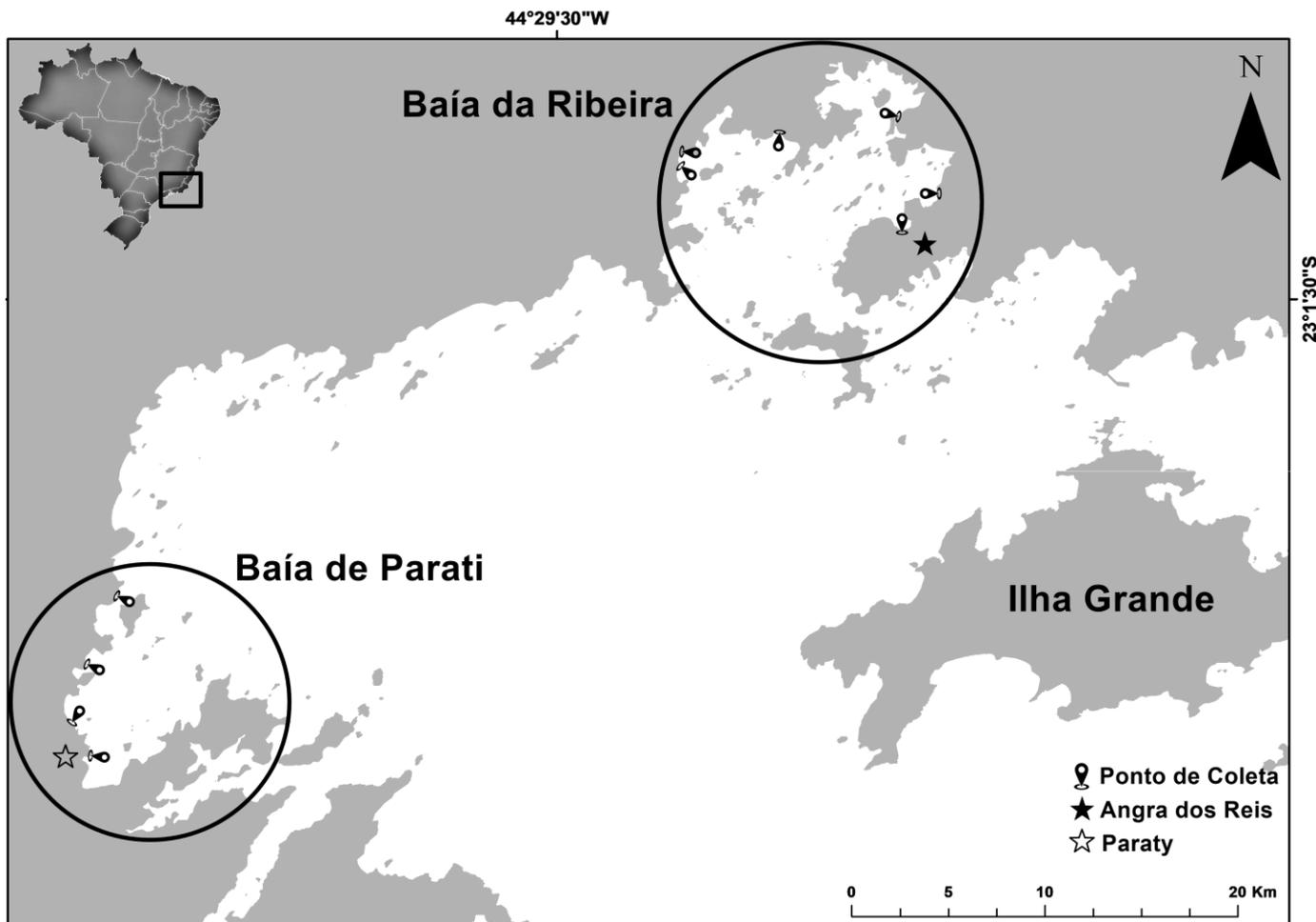


Figura 1. Mapa da Baía da Ilha Grande com destaque para a Baía de Parati e Baía da Ribeira, com indicação dos locais de coleta.

2.2. PROGRAMA DE AMOSTRAGENS

As amostragens foram realizadas nos meses de outubro e dezembro de 2017 e fevereiro, março de 2018, correspondendo as estações primavera e verão. Os peixes foram coletados com rede de arrasto de praia de tipo picaré (10 m de comprimento x 2,5 m de altura; 13 mm de malha nas asas e 5 mm no centro). Em cada local foram realizados três arrastos (trélicas) por ocasião de coleta, perpendiculares à linha de praia, operados manualmente, correspondendo a uma área aproximada de 240 m² por arrasto. Os peixes coletados foram fixados em formalina 10% no campo, e após 48 horas transferidos para álcool 70%. No laboratório a identificação foi realizada com auxílio da bibliografia corrente para peixes marinhos (Figueiredo 1977, Figueiredo & Menezes 1978, 1980; Menezes & Figueiredo 1985, 2000). Cada indivíduo teve seu comprimento

total medido em milímetros (precisão de 0,1 mm) e o peso total em gramas (precisão de 0,01 g). Para espécies muito abundantes em uma determinada amostra (> 200 indivíduos), sub-amostras de 80 indivíduos foram tomadas aleatoriamente para medições; o restante foi contado e tomado o peso total.

As características do habitat no entorno foram tomadas, com a observação de estuários próximos, presença de morros vegetados, casas e canais de esgoto desembocando nas respectivas praias analisadas. Análises espaciais foram realizadas com auxílio do programa ArcGis com o intuito de mensurar a porcentagem de cobertura das categorias da paisagem: (1) área edificada; (2) área antropizada; (3) manguezais; (4) formação florestal. As áreas edificadas dos mosaicos enquadram zonas de adensamento urbano com alto fluxo de pessoas e veículos e uso do solo com elevado número de construções, típico dos centros urbanos de municípios com população em torno de quatro mil habitantes. As áreas antropizadas se denotam de zonas baixas e intermediárias do uso humano no mosaico, enquadrando casas, pastos, vilas e grandes bairros como o Frade e Nova Angra (BR), locais consistentemente antropizados, porém em grau inferior ao de áreas edificadas. As áreas de manguezal se caracterizam por ser a principal matriz da paisagem para correlacionar com a assembleia de peixes, sendo toda vegetação com características aquáticas, ligando o ambiente terrestre ao ambiente marinho. As áreas de formação florestal são todas aquelas cobertas por vegetação, independente do estágio sucessional em que se encontram. Grande parte dos pontos possui proximidade com estuários ou pequenas drenagens, alguns localizados nas próprias praias outros em locais próximos. Esses corpos hídricos podem estar sendo utilizados para lançamento de rejeitos domésticos, o que pode estar alterando o ambiente das praias amostradas e conseqüentemente a assembleia de peixes. Isso revela duas baías com diferentes características e que sofrem com o impacto antrópico de diferentes modos e como isso pode influenciar na ictiofauna da região.

Os locais de amostragem variam de acordo com o substrato e a profundidade, a saber: (1) praias com profundidade geralmente menor que <1,0 m (na área em que os arrastos são realizados) de substrato lodoso; (2) praias com profundidade >1,20 m de substrato lodoso; (3) praias de profundidade <1,0 m com substrato arenoso e (4) praias com profundidade >1,20 m de substrato arenoso e (5) uma planície de maré de substrato lodoso com profundidade < 1,0 m.

2.4 TRATAMENTO DE DADOS

As bases de dados e camadas para confecção do mapa foram obtidas online na Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS) e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) - Dados de 2018. Os dados com as métricas de paisagem foram moldados no ArcGIS 10.6 (Johnston et al. 2001). As áreas de cada categoria da paisagem foram mensuradas com auxílio do programa de processamento de imagens IMAGEJ versão 1.52 (Abràmoff et al. 2004).

A análise da relação entre a porcentagem de elementos naturais e antrópicos na paisagem com a assembleia de peixes foi realizada através de gráficos de dispersão. Para análise exclusiva das assembleias foram avaliadas riqueza de espécies e abundância de indivíduos, bem como cálculos da abundância relativa e a frequência de ocorrência de cada espécie em relação aos locais de estudos (BR e BP) unificados e separados. Os dados da abundância de peixes por espécie e arrasto foram logaritmizados previamente as análises, sendo baseadas na matriz de similaridade de Bray-Curtis para as análises multivariadas. A PERMANOVA foi utilizada para testar as variações na estrutura da assembleia de peixes entre as BR e BP. Os padrões espaciais das assembleias da BR e da BP foi visualizado com auxílio da ordenação multidimensional não-métrica (NMDS). A análise de Percentagem de Similaridade (SIMPER) foi realizada para identificar as espécies que mais contribuem para dissimilaridade entre as baías. O pacote estatístico PRIMER versão 6 (Anderson et al. 2008) para estas as análises.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. MOSAICO DA PAISAGEM

A análise das matrizes de paisagem em cada baía norteou o estudo, revelando a importância e a contribuição que o mosaico no entorno tem sobre a análise, ocorrência e distribuição da biota local e escalas mais amplas. As duas baías amostradas totalizaram 183.141 km² de área observada no mosaico da paisagem, sendo 49.621 km² de formação florestal,

6.202km² de manguezais, 37.397 km² de área antropizada, 11.927 km² área edificada e 77.994 km² de ambientes aquáticos.

Os mosaicos analisados na BR representaram o total de 111.180 km², sendo corpos de água o componente predominante com 44.877 km², seguido da formação florestal (29.548 km²), área antropizada (29.436 km²), manguezal (3.677 km²) e área edificada (3.642 km²). A observação do habitat de entorno da BR mostra que todos os pontos de coleta estão cercados principalmente de áreas antropizadas, em alguns casos dividindo essa dominância com áreas de formação florestal (ex. Retiro) (Figura 2). É possível notar distinções da paisagem entre os pontos amostrais, existindo áreas ricas em cobertura de manguezal (Bracuí) desde áreas sem qualquer indício dessa vegetação. Seguindo a linha continental, existem dois pontos (Retiro e Enseada) próximos do centro de Angra dos Reis, que são os únicos locais que registram áreas edificadas e que são os únicos que não apresentam manguezal. As áreas mais internas da baía e distantes do centro de Angra dos Reis possuem a maior concentração de manguezal por km², reduzindo a frequência de manguezais de acordo com o aumento da cobertura de áreas antropizadas e edificadas. As relações entre essas matrizes de entorno revelam o quanto o crescimento do estresse antrópico em zonas costeiras vem degradando o meio ambiente e modificando seus habitats e entornos (Macedo 1999).

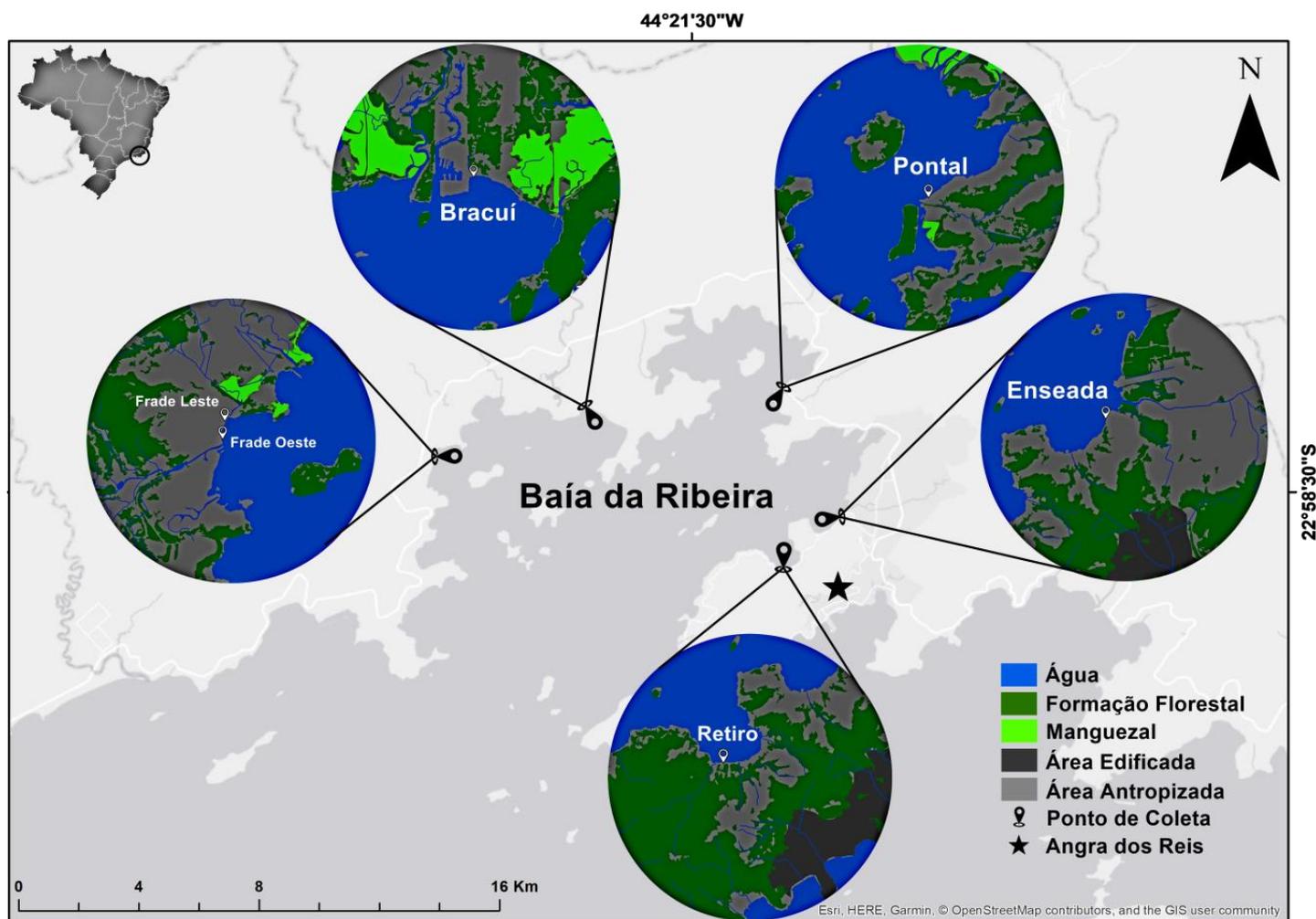


Figura 2. Mapa da Baía da Ribeira, Rio de Janeiro, Brasil. Mosaico da paisagem, escala 1:20:000. Raio de 2,4km, correspondente a 18 km² de zona amostrada em cada local.

A BP registrou o total de 72.643 km², com 20.073 km² de formação florestal, 2.525 km² manguezal, 7.961 km² área antropizada, 8.285 km² área edificada e 33.117 km² de água. A análise do habitat de entorno de cada praia amostrada na BP mostra duas regiões com diferentes composições da paisagem (Figura 3). Na linha continental, dois locais se encontram em zonas menos abrigadas à exposição de ondas e influência oceânica (Corumbê e Praia Grande) e dois em áreas verdadeiramente abrigadas (Praia do Cais e Jabaquara). Áreas mais afastadas do centro urbano do município de Paraty apresentam maior preservação de matrizes do habitat natural, sendo os manguezais e formações florestais predominantes. Regiões com áreas mais preservadas da paisagem comumente revelam resultados favoráveis à diversidade de espécies de organismos (Araújo et al. 2000, Whitfield & Elliott 2002, Pereira et al. 2015), do mesmo modo que rios com maior chegada de nutrientes resulta em diferente abundância de organismos no ambiente

aquático (Das & Gazi 2011, Neves et al. 2016). As praias próximas do centro urbano exibem elevada cobertura de matrizes antrópicas, sendo áreas antropizadas e edificadas.

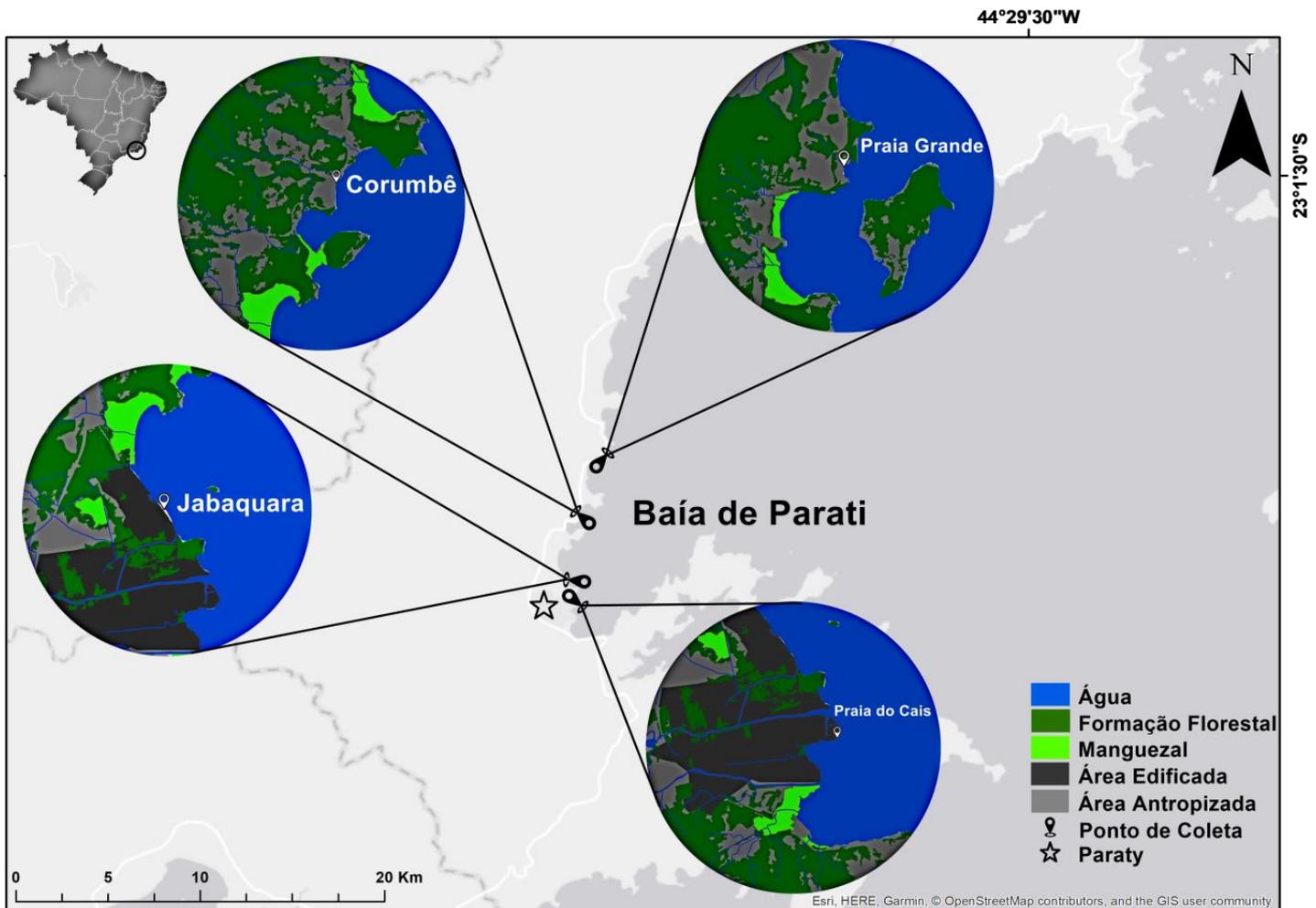


Figura 3. Mapa da Baía de Parati, Rio de Janeiro, Brasil. Mosaico da paisagem, escala 1:20:000. Raio de 2,4 km, correspondente a 18 km² de zona amostrada por local.

3.1.1 COMPARAÇÃO DOS MOSAICOS DA PAISAGEM

Comparando cada matriz nas diferentes baías, levando em consideração o maior número de locais amostrados na BR (6) versus a BP (4), a formação florestal na BR foi de 59,54%, e 40,45% na BP. A praia Retiro (7.701 km²) influenciou fortemente nesse resultado para a BR, equivalendo a 26,06% da formação florestal do entorno de cada praia amostrada na baía e 15,51% de ambas as baías. A formação florestal influencia indiretamente organismos marinhos costeiros, incluindo a ictiofauna. Através do isolamento da praia contra atividades antrópicas, proteção de influências de ampla escala (ventos continente-mar), aporte de nutrientes para os rios

(galhos, folhas) e a compactação do solo impedindo o excessivo carreamento de sedimentos para as praias, que são fatores atuantes de maneira direta e indireta na vida marinha costeira, incluindo a composição e distribuição da assembleia de peixes, sobretudo, em praias estuarinas.

A área de manguezal no entorno das praias da BR representou 59,28% e 40,71% na BP. A praia Bracuí ocupou posição de destaque na BR, representando 71,9% do total de áreas de manguezais no entorno dos locais amostrados na baía e 42,63% do total de manguezal registrado no estudo (incluindo ambas as baías). Entretanto, a ausência de manguezais no entorno dos demais locais da BR (entre 5,07% e 6,49% do total de cada local do estudo) limita sua influência sobre a biota. Por outro lado, apesar da BP apresentar área total de manguezal inferior a BR, a vegetação se distribui em todos os locais amostrados, possuindo menor fragmentação e distância entre fragmentos, o que pode influenciar a biota de maneira mais efetiva, incluindo a assembleia de peixes (Eggleston et al. 1999, Laedsgaard & Johnson 2001). O manguezal é a ligação direta do ambiente terrestre com o ambiente marinho (Schaeffer-Novelli & Cintrón-Molero 1994, Valiela et al. 2001, Nagelkerken et al. 2008), são áreas utilizadas por muitas espécies de peixes de praia arenosa por serem ambientes que proporcionam proteção contra predadores, área de berçário e para a reprodução (Laedsgaard & Johnson 2001, Neves et al. 2006). Os mangues auxiliam assim como as formações florestais no aporte de nutrientes, impedindo o carreamento de sedimentos em excesso e promovem o isolamento de praia de fontes de estresse. Por estarem em contato direto com a água, a influência desse ambiente se torna mais relevante para organismos marinhos, entre eles a assembleia de peixes (Laedsgaard & Johnson 2001, Valiela et al. 2001, Nagelkerken et al. 2008).

As áreas antropizadas estiveram presentes e em considerável cobertura em todos os mosaicos de paisagem. A praia de Jabaquara (BP) foi o local com a menor área antropizada (1.343 km², 3,59%) e o local Enseada (BR) com a maior área (6.755 km², 18,06%). A BR correspondeu a uma área antropizada de 16.576 km² (67,55%), enquanto a BP registrou 7.961 km² (34,44%). A diferença de cobertura entre as baías se deve ao fato de metade dos locais da BP estarem inseridos na matriz urbanizada do centro do município de Paraty, pontuando a matriz de entorno como área edificada, não antropizada. A BP possui pequenas áreas de construção ao longo da costa, sem muitos bairros, tendo sua população mais concentrada no centro urbano. Ao contrário disso, a BR apresenta grandes bairros ao longo de praticamente toda a costa, mesmo afastados do centro, causando tamanha discrepância de área antropizada entre as baías. Sendo assim, três locais influenciaram nesse resultado, sendo Frade Leste, Frade Oeste e Enseada,

totalizando 19.615 km² de área antropizada correspondendo a 66,63% da BR e 52,45% de ambas as baías. As praias do Frade se localizam dentro de um grande bairro de Angra dos Reis, o bairro Frade. A área possui casas, mercados, um parque público e um colégio cerca de 100 m do ponto de coleta do Frade Leste, bem como o ponto Frade Oeste conta com a presença de um grande estuário a 40 m, marina a 85 m e casas e construções a 130 m. A praia da Enseada é o ponto com maior cobertura de área antropizada do estudo, com 6.755 km² (18%). A praia se encontra em proximidade intermediária com o centro de Angra dos Reis, mais precisamente a 2,1 km, assim o mosaico da paisagem não apresenta grande cobertura de área edificada, e sim antropizada. Sendo essas as periferias do centro de Angra, como o bairro Nova Angra, se caracterizando por possuir um aeroporto a 825 m. Atividades antrópicas afetam diretamente o ambiente de praias arenosas, sabendo do aumento desse estresse a cada ano, os efeitos humanos se tornam um dos principais estressores responsáveis pela destruição desse ambiente (Brown & McLachlan, 2002, Franco et al. 2016). Os efeitos dessas atividades interferem direta e indiretamente na assembleia de peixes, através de construções adjacentes, sobrepesca, efluentes urbanos e industriais, assoreamento de rios e estuários (maior carreamento de sedimentos), destruição de habitats (ex. manguezais), canalização (Nagelkerken et al. 2008, Franco et al. 2016, Neves et al. 2016).

As áreas edificadas foram obtidas somente em quatro mosaicos de paisagem, sendo essas as praias do Retiro e Enseada com 3.642 km² (30,53% do total de mosaicos na baía) da BR, e Praia do Cais e Jabaquara com 8.285 km² (69,46%) da BP. A discrepância entre as baías possivelmente acontece pelas praias da BP estarem mais próximos do centro urbano, enquadrando assim a área edificada em grande parcela da cobertura dos mosaicos da BP. Enquanto os locais da BR possuem outras matrizes de paisagem mais próximas ocupando boa parte da área observada, como grande cobertura de formação florestal na praia Retiro e o bairro Nova Angra (área antropizada) na praia Enseada. As áreas edificadas são locais de excessiva atividade antrópica, como os próprios centros urbanos. Assim, locais de adensamento urbano, alta circulação de pessoas e veículos, construções, são as características que classificam o local como área edificada, se distinguindo da área antropizada por possuir maior concentração de atividades, possibilitando maior impacto ambiental na zona costeira, sobretudo na assembleia de peixes.

3.2. ASSEMBLEIA DE PEIXES

O total de 18.280 indivíduos foi registrado, que pesaram 20.290,9 g (Tabela 1), pertencentes a 59 espécies, 40 gêneros e 23 famílias. Foram coletadas 28 espécies na BR, pertencentes a 18 gêneros e 15 famílias, com o total de 4749 indivíduos registrados, que pesaram 7203,9 g (Tabela 1). As famílias que tiveram o maior número de espécies na BR foram Carangidae (5 espécies), seguida de Engraulidae, Gerreidae e Tetraodontidae (3 espécies). Enquanto na BP, foram capturadas 50 espécies, pertencentes a 38 gêneros e 19 famílias, com o total de 13531 indivíduos registrados, que pesaram 13.087g. As famílias com maior número de espécies pertencentes foram Sciaenidae (7 espécies), Carangidae (6 espécies), e Engraulidae, Ariidae, Gerreidae e Gobiidae (4 espécies). Dezenove espécies/táxons foram encontradas em ambas as baías enquanto quarenta espécies/táxons ocorreram exclusivamente em um dos locais. A maioria das espécies coletadas foi de peixes jovens, com comprimento total inferior a 20 cm.

Tabela 1. Número de indivíduos total (N total), abundância relativa (%N), frequência de ocorrência (FO) dos peixes coletados na baía da Ribeira e Baía de Parati, Angra dos Reis e Paraty, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Baía da Ilha Grande								
Baías		Parati			Ribeira			
Espécies	Nome popular	N total	%N	FO	N total	%N	FO	
<i>Anchoa</i> spp.	Manjuba (pós-larval)	10488	76,37	61,36	1615	34,01	55,26	
<i>Atherinella brasiliensis</i>	Peixe-rei	2016	14,68	77,27	2670	56,22	89,47	
<i>Anchoa januaria</i>	Manjuba	463	3,37	47,73	22	0,46	10,53	
<i>Cathorops spixii</i>	Brage-amarelo	136	0,99	22,73	1	0,02	2,63	
<i>Oligoplites saurus</i>	Guavira	64	0,47	47,73	167	3,52	68,42	
<i>Eucinostomus</i> spp.	Carapicu (pós-larval)	41	0,30	6,82	50	1,05	15,79	
<i>Stellifer rastrifer</i>	Cangoá	35	0,25	9,09	-	-	-	
<i>Genidens genidens</i>	Bagre-curiaçu	32	0,23	9,09	-	-	-	
<i>Mugil curema</i>	Parati	25	0,18	6,82	-	-	-	
<i>Trachinotus carolinus</i>	Pampo	24	0,17	18,18	14	0,29	13,16	
<i>Diapterus rhombeus</i>	Carapeba	18	0,13	5,41	-	-	-	
<i>Eucinostomus argenteus</i>	Carapicu	18	0,13	27,03	96	2,02	52,63	
<i>Oligoplites palometa</i>	Tibiro	17	0,12	9,09	4	0,08	7,89	
<i>Potamarius grandoculis</i>	Bagre	17	0,12	2,27	-	-	-	
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	Agulha-branca	16	0,12	16,22	15	0,32	15,79	
<i>Odontesthes bonariensis</i>	Platy	14	0,10	5,41	-	-	-	
<i>Strongylura timucu</i>	Agulha	9	0,07	18,92	35	0,74	28,95	
<i>Strongylura</i> spp.	Agulha (pós-larval)	9	0,07	16,22	2	0,04	5,26	
<i>Micropogonias furnieri</i>	Corvina	7	0,05	8,11	-	-	-	

Tabela 1. Número de indivíduos total (N total), abundância relativa (%N), frequência de ocorrência (FO) dos peixes coletados na baía da Ribeira e Baía de Parati, Angra dos Reis e Paraty, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Baía da Ilha Grande								
Baías		Parati			Ribeira			
Espécies	Nome popular	N total	%N	FO	N total	%N	FO	
<i>Aspistor luniscutis</i>	Bagre-amarelo	7	0,05	8,11	-	-	-	
<i>Eugerres brasilianus</i>	Mojarra	7	0,05	13,51	-	-	-	
<i>Cosmocampus elucens</i>	Peixe-cachimbo	6	0,04	5,41	1	0,02	2,63	
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulha-preto	6	0,04	8,11	-	-	-	
<i>Harengula clupeola</i>	Sardinha-cascuda	5	0,04	5,41	-	-	-	
<i>Sphoeroides testudineus</i>	Baiacu	5	0,04	10,81	27	0,57	21,05	
<i>Etropus crossotus</i>	Linguado	4	0,03	5,41	1	0,02	2,63	
<i>Larva leptcephala</i>	-	4	0,03	5,41	-	-	-	
<i>Menticirrhus littoralis</i>	Papa-terra	4	0,03	10,81	-	-	-	
<i>Mugil liza</i>	Tainha	3	0,02	8,11	1	0,02	2,63	
<i>Membras dissimilis</i>	Peixe-rei-membra	3	0,02	2,70	-	-	-	
<i>Bathygobius soporator</i>	Maria da toca	3	0,02	5,41	-	-	-	
<i>Hyporhamphus spp.</i>	Agulha-branca (pós-larval)	3	0,02	5,41	-	-	-	
<i>Microgobius meeki</i>	Amboré	3	0,02	5,41	-	-	-	
<i>Chaetodipterus faber</i>	Peixe-enxada	2	0,01	5,41	-	-	-	
<i>Oligoplites spp.</i>	Guaivira (pós-larval)	2	0,01	5,41	3	0,06	5,26	
<i>Stellifer stellifer</i>	Cangoá	2	0,01	2,70	-	-	-	
<i>Anchoviella januarina</i>	Manjuba	1	0,01	2,70	-	-	-	
<i>Cetropomus undecimalis</i>	Robalo-flexa	1	0,01	2,70	-	-	-	

Tabela 1. Número de indivíduos total (N total), abundância relativa (%N), frequência de ocorrência (FO) dos peixes coletados na baía da Ribeira e Baía de Paraty, Angra dos Reis e Paraty, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Baía da Ilha Grande							
Baías		Parati			Ribeira		
Espécies	Nome popular	N total	%N	FO	N total	%N	FO
<i>Cosmocampus</i> spp.	Peixe-cachimbo(pós-larval)	1	0,01	2,70	-	-	-
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	Amoré	1	0,01	2,70	-	-	-
<i>Genidens barbatus</i>	Bagre-branco	1	0,01	2,70	-	-	-
<i>Gobionellus oceanicus</i>	Moré-de-areia	1	0,01	2,70	-	-	-
<i>Menticirrhus americanus</i>	Papa-terra	1	0,01	2,70	2	0,04	5,26
<i>Mugil gaimardianus</i>	Parati-olho-de-fogo	1	0,01	2,70	-	-	-
<i>Ophichthus gomesii</i>	Peixe-cobra	1	0,01	2,70	-	-	-
<i>Ophioscion punctatissimus</i>	Pescada	1	0,01	2,70	-	-	-
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	Coró-branco	1	0,01	2,70	-	-	-
<i>Selene vômer</i>	Peixe-galo	1	0,01	2,70	-	-	-
<i>Umbrina coróides</i>	Castanha	1	0,01	2,70	-	-	-
<i>Cetengraulis edentulus</i>	Manjuba-boca-torta	-	-	-	1	0,02	2,63
<i>Sphoeroides</i> spp.	Baiacu (pós-larval)	-	-	-	3	0,06	2,63
<i>Achirus lineatus</i>	Linguado	-	-	-	4	0,08	10,53
<i>Albula vulpes</i>	Peixe-flexa	-	-	-	1	0,02	2,63
<i>Dactyloscopus crossotus</i>	Bigeye stargazer	-	-	-	3	0,06	5,26
<i>Eucinostomus gula</i>	Carapicu	-	-	-	1	0,02	2,63
<i>Mugil</i> spp.	Parati (pós-larval)	-	-	-	4	0,08	2,63
<i>Sphoeroides spengleri</i>	Baiacu	-	-	-	1	0,02	2,63
<i>Stellifer brasiliensis</i>	Cangoá	-	-	-	1	0,02	2,63

Tabela 1. Número de indivíduos total (N total), abundância relativa (%N), frequência de ocorrência (FO) dos peixes coletados na baía da Ribeira e Baía de Parati, Angra dos Reis e Paraty, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Baía da Ilha Grande							
Baías		Parati			Ribeira		
Espécies	Nome popular	N total	%N	FO	N total	%N	FO
<i>Trachinotus blochii</i>	Pampo	-	-	-	4	0,08	7,89
Total de indivíduos		13531			4749		
Total de espécies		50			28		

O número total de indivíduos e de espécies na BP (13531 indivíduos e 50 espécies) foi bem superior ao registrado na BR (4749 indivíduos e 28 espécies). A BP se localiza em regiões mais internas da BIG, e apresenta maior cobertura de mangue bem distribuída ao longo da linha continental, ao contrário da BR, na qual a área de manguezal, apesar de ser maior, encontra-se concentrada ao entorno de apenas um local. A diversidade de habitats se mostra uma das explicações para a abundância da BP, junto com a baixa exposição às ondas, que permite a concentração de nutrientes. Enquanto a BP possui metade dos locais mais isolados de densas áreas de antropização e edificação, os locais da BR praticamente em sua totalidade se encontram dentro de regiões de elevada cobertura de área antropizada, o que pode estar influenciando na discrepância dos valores obtidos entre as baías.

Apesar do elevado número de indivíduos coletados, apenas duas espécies foram responsáveis pela maior parte das capturas nas duas baías, sendo *Atherinella brasiliensis* (56,22% na BR e 15,39% na BP) e *Anchoa* spp. (34,01% na BR e 76,72% na BP), que juntas totalizaram 90,23% da abundância de indivíduos da BR e 92,12% na BP. A *Atherinella brasiliensis* (peixe-rei) é uma espécie bentônico-pelágica que realiza a deposição de ovos bentônicos e desempenha todo seu ciclo de vida na região costeira, sobretudo em regiões estuarinas (Neves et al. 2006, Carvalho & Spach 2015). O peixe-rei possui hábito alimentar generalista e oportunista (Chaves & Vendel 2008, Contente et al. 2011, Carvalho & Spach 2015), sendo comum em praias da costa sudeste do Brasil (Figueiredo & Menezes, 1978). Isso justifica sua parcela de dominância no estudo com um total de 2670 indivíduos na BR e 2114 indivíduos na BP, representando 25,88% de todos os indivíduos capturados nas baías. A *Anchoa* spp. (manjubas) se caracteriza por ser um peixe pelágico que utiliza zonas costeiras para desova

e desenvolvimento inicial do seu ciclo de vida (Coto et al. 1988, Macgregor & Houde, 1996, Silva & Araújo 2000). Peixes da família Engraulidae são visados comercialmente e possuem importância ecológica como presas de espécies aquáticas e aves marinhas (Hildebrand 1963, Silva & Araújo 2000). Tais espécies possuem grande preferência por ambientes abrigados e com elevada taxa de nutrientes (Coto et al. 1988, Macgregor & Houde 1996, Silva & Araújo 2000, Neves et al. 2006, Carvalho & Spach 2015), como é o caso de ambas as baías. Os indivíduos da *Anchoa* spp. registraram a maior abundância na BP com o total de 10537 indivíduos, enquanto a BR com 1615 indivíduos capturados, representando 65,75% do total de capturas. As baías são protegidas, ou seja, menor circulação de água, tornando o ambiente um local calmo, de substrato fino e baixa ou praticamente nenhuma exposição às ondas (Mahiques & Furtado 1989, Creed et al. 2007). Essa geomorfologia abrigada afeta diversos outros fatores que regem a distribuição da assembleia de peixes em praias arenosas, como: maior proximidade com o continente que pode estar associados a estuários, manguezais e impactos de atividade humana (Pereira et al. 2015); e maior concentração de sedimentos finos, o que proporciona ambientes de substrato lodoso (Mahiques & Furtado 1989, Orpin et al. 2004, Creed et al. 2007).

Oligoplites saurus (guaivira) foi a terceira espécie mais abundante na BR (3,52% do total coletado na baía), sendo a segunda mais frequente (68,42%), seguida pela *Anchoa* spp. (55,26%). Na BR *A. brasiliensis* foi a espécie mais frequente (89,47%). A guaivira possui uma distribuição espacial na BR mais ampla do que as manjubas, ocorrendo em áreas com maior hidrodinamismo, sendo pouco exigente a determinado tipo de substrato. Já na BP, *A. januaria* (manjubas) foi a terceira espécie mais abundante (3,41% do número total de indivíduos na baía), seguida pelo bagre *Cathorops spixii* (1,0%). A BP demonstrou maior importância como área de recrutamento para peixes do gênero *Anchoa* do que a BR, na qual teve abundância relativa reduzida (*Anchoa januaria* = 0,46%). Peixes do gênero *Anchoa* utilizam a zona costeira para desova e estágio inicial de vida (Coto et al. 1988, Macgregor & Houde 1996, Silva & Araújo 2000). O bagre *Cathorops spixii* é comum em regiões estuarinas e mais abundante em áreas pouco profundas (Araújo 1988, Andreatta et al. 1989) como a BP. Do mesmo modo, o bagre realiza a desova tanto em regiões de substrato arenoso quanto lodoso (Reis 1986, Araújo 1988, Andreatta et al. 1989), o que explica a espécie *C. spixii* possuir a maior abundância depois dos gêneros *Anchoa* e *Atherinella* na BP.

3.3. RELAÇÕES ENTRE O MOSAICO DA PAISAGEM E A ASSEMBLEIA DE PEIXES

As assembleias de peixes foram associadas aos diferentes tipos de habitat de entorno. A análise revelou associações negativas e positivas com o mosaico da paisagem, mostrando a importância de estudos da relação do habitat aos organismos.

As áreas antropizadas (Figura 4 A e B) apresentaram associação negativa com o número de espécies e com o número de indivíduos, com coeficientes de determinação de $R^2 = 0,280$ e $R^2 = 0,365$, respectivamente. A pressão antrópica na zona costeira causa diversos impactos em praias arenosas como a presença de portos, marinas, construções, que junto ao estresse de grandes bairros, regiões de pastos, sobrepesca e a destruição de habitat, se transformam em fatores agravantes para uma maior diversidade de espécies e abundância de indivíduos de peixes jovens (Nagelkerken et al. 2008, Franco et al. 2016, Neves et al. 2016).

As áreas edificadas não foram associadas ao número de espécies (Figura 4C). Para o número de indivíduos (Figura 4 D), uma forte associação positiva foi observada com a área edificada ($R^2 = 0,762$). Os locais com elevado número de indivíduos na BP concentraram-se em dois locais (praia do cais e Jabaquara) localizados no centro de Paraty, que é considerado uma área edificada. Tal padrão está relacionado ao elevado número de indivíduos de *Anchoa* spp que representaram 34,94% e 17,62% do total de indivíduos coletado nas praias do Cais e Jabaquara, respectivamente. Embora seja esperado que áreas edificadas afetem negativamente as assembleias de peixes, tal urbanização no entorno desses dois locais da BP é caracterizada por casas e pousadas, sem a presença de edificações maiores como prédios, shoppings, hotéis como o encontrado na BR. A alta rotatividade (veículos, embarcações, turismo) e fluxo antrópico (grande número de pessoas indo e vindo) afeta direta e indiretamente praias arenosas, partindo do pressuposto que o adensamento urbano gera maior assoreamento de rios e estuários, maior concentração de poluentes e matéria orgânica em corpos hídricos e destruição de mangues e florestas (Nagelkerken et al. 2008, Franco et al. 2016, Neves et al. 2016). Entretanto, o maior aporte de nutrientes para praias situadas em centros urbanos acarreta o aumento do número de indivíduos de algumas espécies, especialmente aquelas generalistas e tolerantes a mudanças na qualidade ambiental das praias. *Anchoa* spp. e *Atherinella brasiliensis* revelaram serem organismos generalistas e com significativa tolerância a influências antrópicas (Coto et al. 1988, Sergipense 1995, Macgregor e Houde 1996, Silva & Araújo 2000, Chaves & Vendel 2008, Contente et al. 2011, Carvalho & Spach 2015).

A cobertura de manguezal (Figura 4, E e F) apresentou uma associação positiva com o número de espécies ($R^2 = 0,205$) e de indivíduos ($R^2 = 0,155$). Os manguezais são considerados áreas de berçário para diferentes espécies de peixes que utilizam essas regiões para proteção contra predadores, reprodução e alimentação (Laedsgaard & Johnson 2001, Neves et al. 2006) e podem funcionar como fonte de peixes jovens para praias adjacentes.

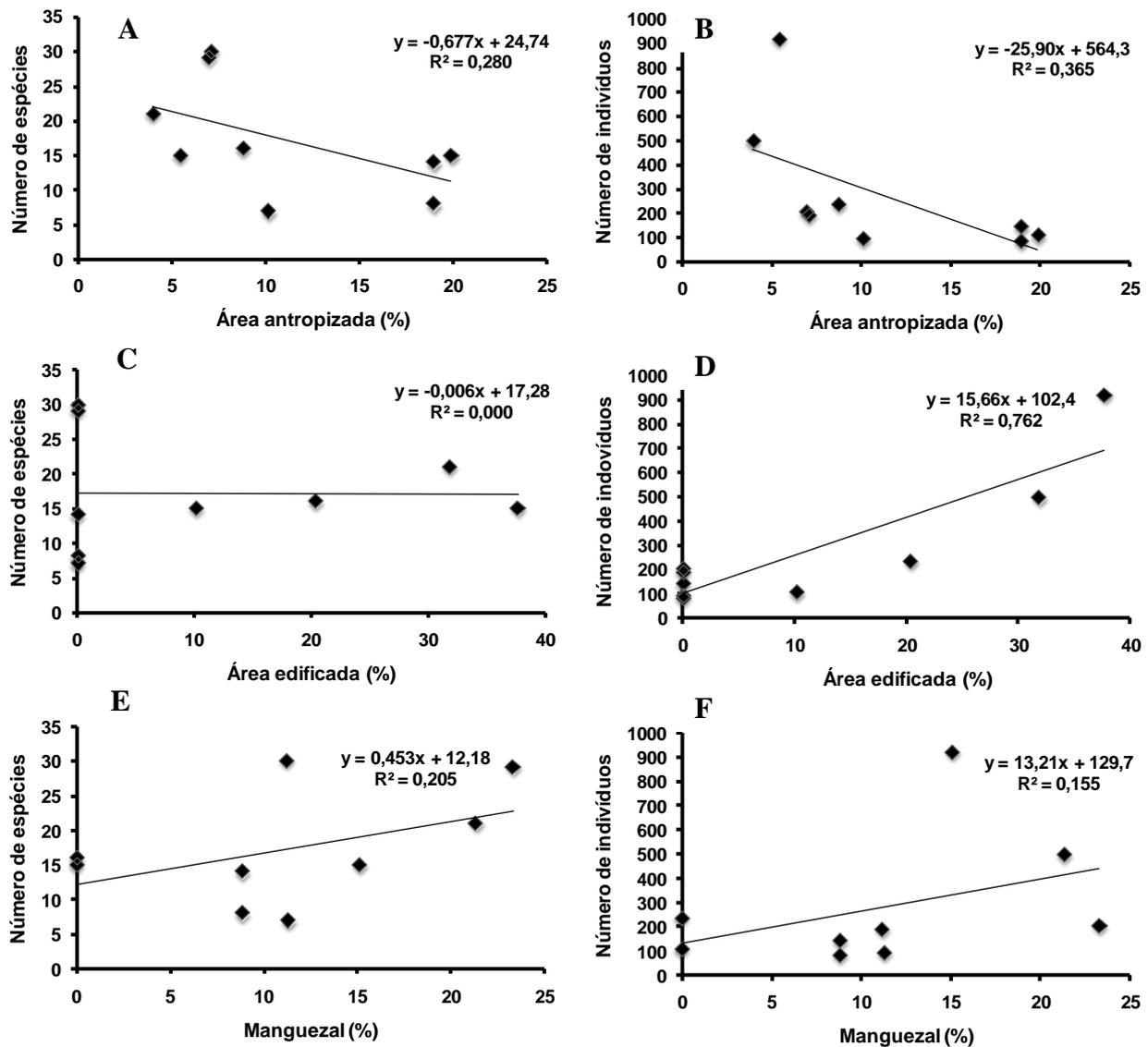


Figura 4. Associação da porcentagem das matrizes do habitat com o número de espécies e indivíduos de cada local amostrado, indicando associações positivas, neutra e negativas (direção da reta).

Os locais Jabaquara e Praia do Cais apresentaram uma posição de destaque como área de recrutamento para peixes da família Engraulidae (manjubas). Localizam-se na área mais interna da BP, e concentram grande quantidade de matéria orgânica, recebendo a influência do rio Paraty. Tais condições são semelhantes às existentes na baía de Sepetiba, na qual os peixes jovens da família Engraulidae, como a *Anchoa januaria*, são os mais abundantes em praias abrigadas que possuam áreas rasas para proteção e disponibilidade de alimento para o recrutamento da espécie (Araújo, et al. 2008). Sergipense & Sazima (1995) também reportaram que indivíduos de *Anchoa januaria* na baía de Sepetiba ocorrem principalmente em áreas com canais de drenagem próximos.

Na BR, as praias do Retiro e Enseada apresentaram o maior número de espécies, (45,92% do número de espécies total da BR) e indivíduos (46,14% do número total). Essas praias se assemelham por possuírem grandes matrizes de urbanização próximas, porém o mosaico de habitats de entorno pode proteger contra maiores estresses advindos do centro urbano. A praia Retiro é próxima ao centro de Angra dos Reis (~1,88 km), porém sem qualquer indício de atividades da área edificada do entorno que impactem diretamente para essa área (como efluentes domésticos). As áreas vegetadas do Morro do Bolé e o Morro da Glória localizadas no entorno da praia do Retiro podem amortecer impactos sobre esta praia (ver Figura 2). Além disso, diversas construções foram observadas ao longo da praia como residências, condomínios, hotéis, assim como pequenos portos. Com isso, a praia Retiro registrou 24,03% da abundância de espécies e 31,69% da abundância de indivíduos da BR.

A praia Enseada localizada a 2,91 km do centro de Angra dos Reis localiza-se a 400 m do estuário do rio Japura. O Rio passa por áreas de adensamento urbano, e pode aumentar a quantidade de rejeitos e matéria orgânica que chegam à praia. A Enseada registrou 21,89% da abundância de espécies da BR e 14,45% da abundância de indivíduos. Construções próximas com canalizações domésticas posicionadas para a praia geram uma pluma de rejeitos e um denso aporte de matéria orgânica na água.

3.4. VARIAÇÃO EM RELAÇÃO AO SUBSTRATO E PROFUNDIDADE

As praias Jabaquara e Corumbê registraram o maior número de espécies na BP, com médias de 7 espécies por arrasto, independentemente da profundidade (Figura 5). A matriz de

entorno pode ser o principal aspecto associado à variação da riqueza na BP, que apresenta um manguezal adjacente às praias da Jabaquara e Corumbê.

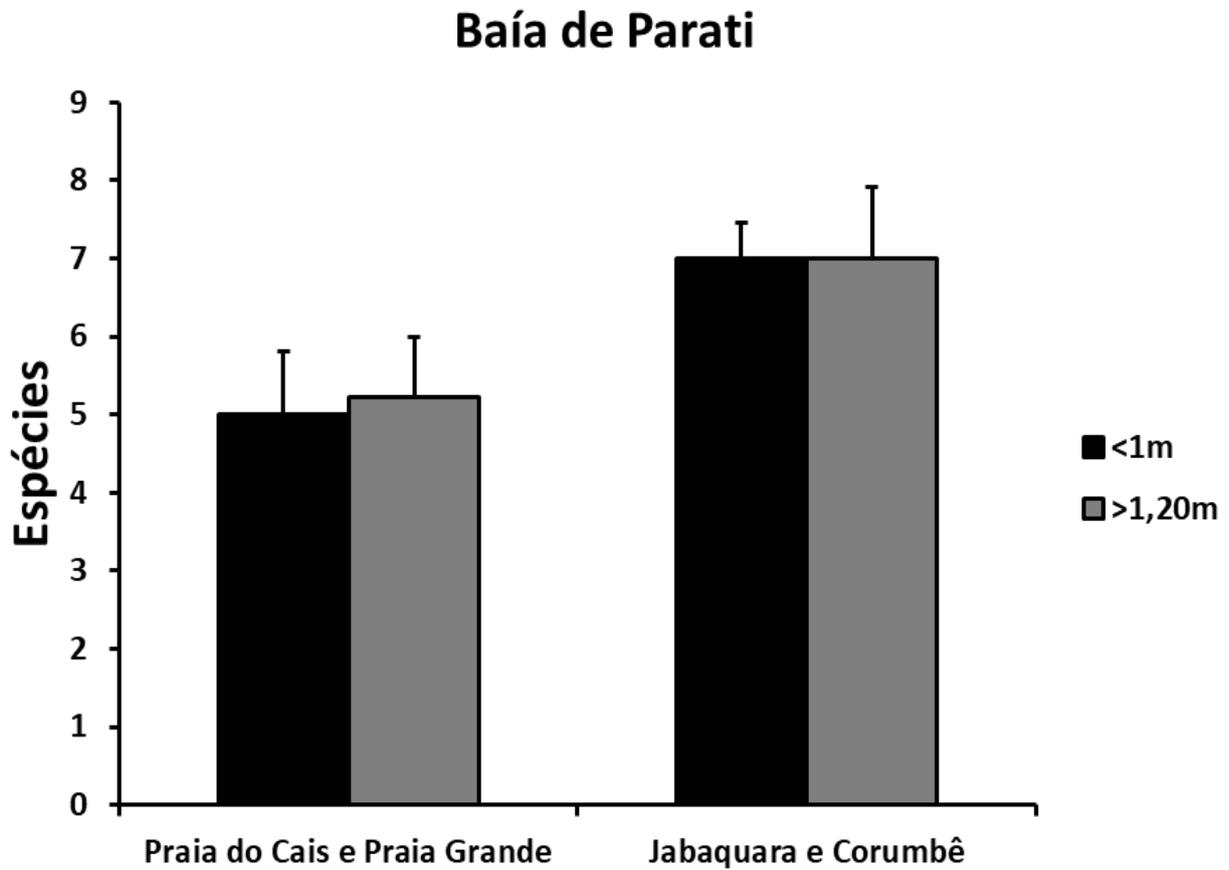


Figura 5. Média \pm erro padrão do número de espécies de acordo com a profundidade na Baía de Parati, Rio de Janeiro, Brasil. Todos os locais representados apresentam substrato lodoso.

Por outro lado, o número de indivíduos foi maior nas áreas mais rasas na BP (Figura 6), o que está relacionado à elevada abundância de manjubas na praia do Cais e Jabaquara.

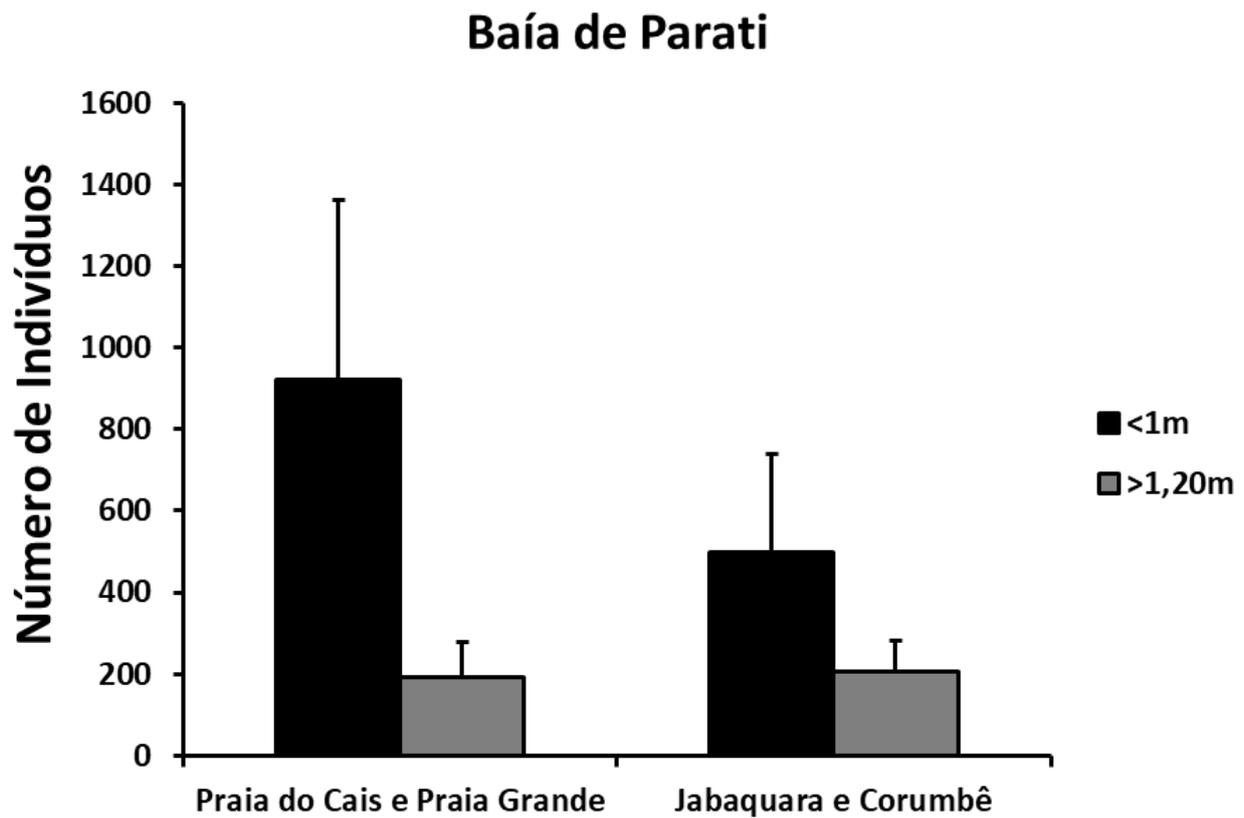


Figura 6. Média \pm erro padrão do número de indivíduos através da profundidade. Baía de Parati, Rio de Janeiro, Brasil. Todos os locais representados apresentam substrato lodoso.

A planície de maré na BR, um local com profundidade menor que 50 cm apresentou um menor número de espécies do que as áreas com profundidades maiores que 1 m (Figura 7). Essa condição é mais estressante para a ictiofauna que áreas com profundidades intermediárias (em torno de 1 m). Independente do substrato, o número de espécie foi menor nas áreas mais profundas (em torno de 1,5 m, Figura 7), que por isso oferecem um risco maior a predação para os peixes jovens.

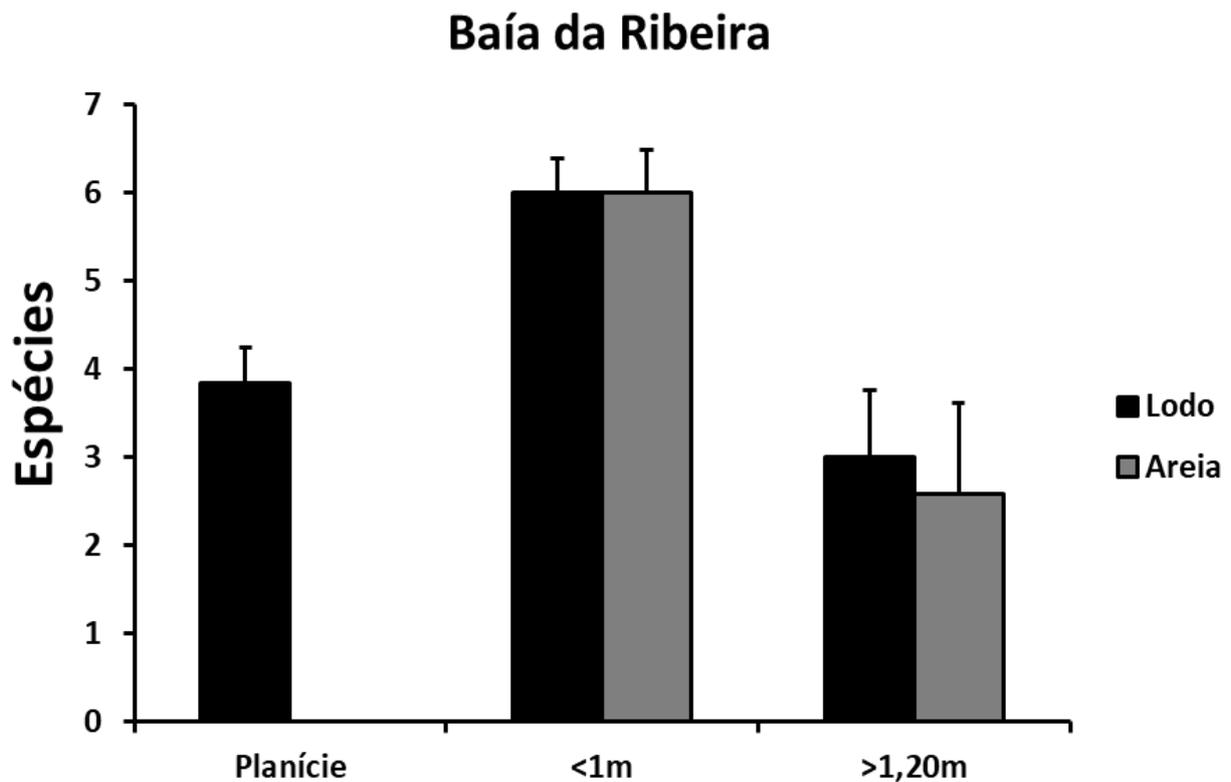


Figura 7. Média \pm erro padrão do número de espécies através do substrato e profundidade. Baía da Ribeira, Rio de Janeiro, Brasil.

Uma variação em relação ao tipo de substrato foi evidente para o número de indivíduos (Figura 8), possivelmente pela grande representatividade das espécies *A. brasiliensis*, que quando jovem prefere áreas com substrato lodoso (Neves et al. 2006). Os peixes jovens são fortemente influenciados pela exposição às ondas, que quando menor permite o acúmulo de matéria orgânica sobre o substrato, importante para abrigar pequenos invertebrados bentônicos (ex. poliquetas e crustáceos) que servem de alimento para os peixes (Blaber 1974, Blabler & Whitfield, 1977). Áreas rasas e com substrato lodoso registraram o maior número de espécies de peixes em diversos estudos (Coto et al. 1988, Andreatta et al. 2002, Araújo et al. 2008).

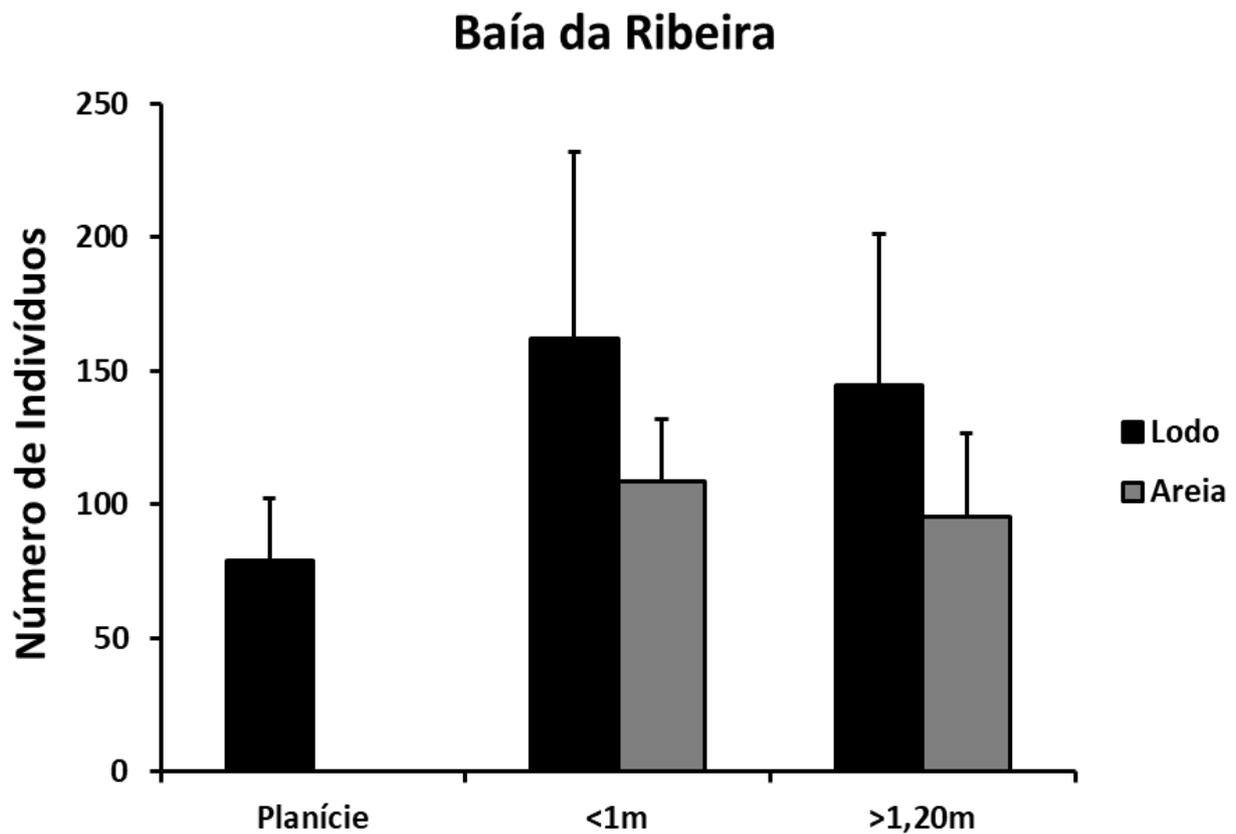


Figura 8. Média \pm erro do número de indivíduos através do substrato e profundidade. Baía da Ribeira, Rio de Janeiro, Brasil.

3.5 PADRÕES DA ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES

As baías apresentaram distintas estruturas da assembleia de peixes ($p < 0,01$, PERMANOVA). Apesar de alguma sobreposição, a ordenação multidimensional não métrica (MDS) distinguiu as amostras da BR e BP (Figura 9). Uma assembleia mais diversa, com maior número de espécies exclusivas, foi observada para a BP, o que é responsável pela diferença na estrutura observada. As amostras da BR exibem maior similaridade entre si, enquanto a BP revela amostras mais espaçadas que revelam composições mais heterogêneas dentro da própria baía (Figura 9).

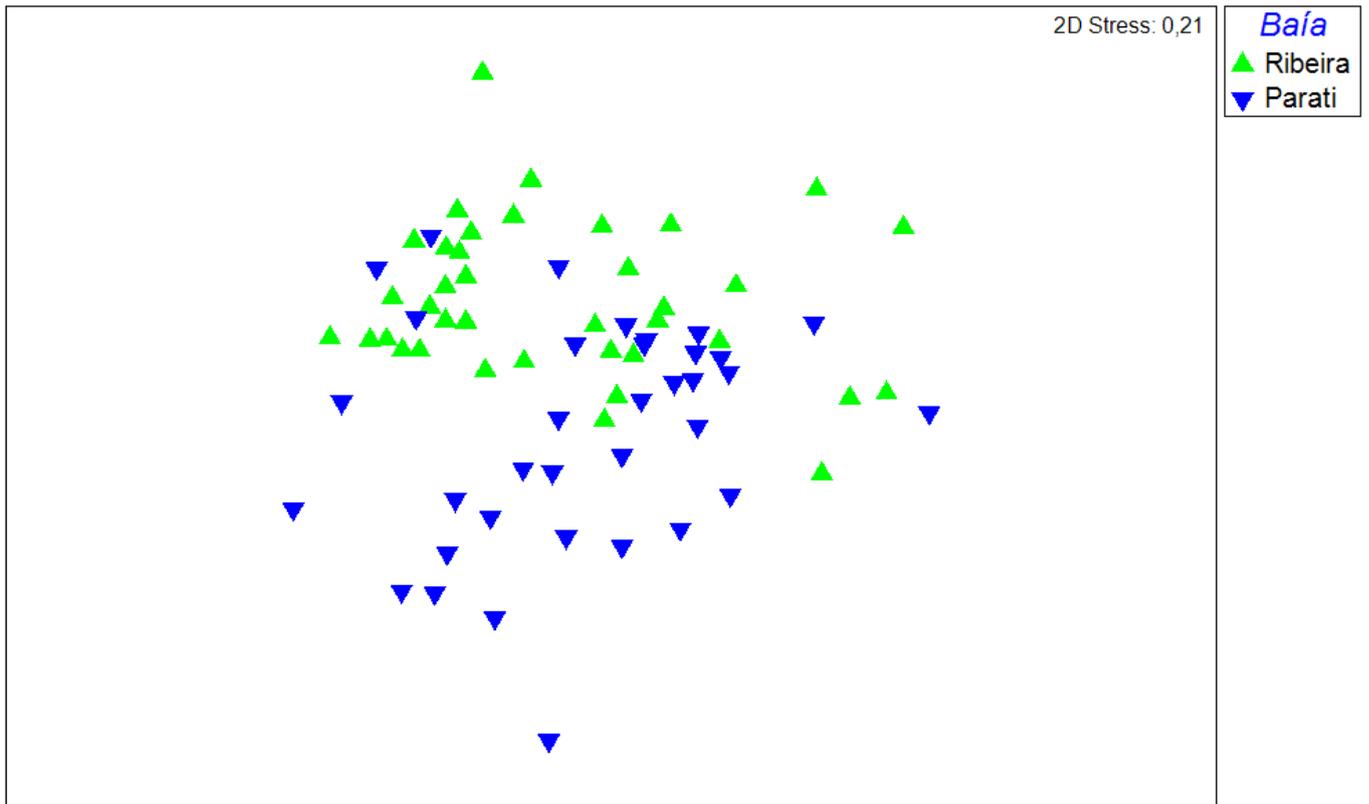


Figura 9. Diagrama da ordenação pelo método NMDS expressando a variação da assembleia de peixes entre a Baía da Ribeira e Baía de Parati, Rio de Janeiro, Brasil.

A estrutura da assembleia de peixes das baías apresentou elevada dissimilaridade (dissimilaridade média = 60,97%), principalmente devido a maior abundância das espécies *Anchoa spp.*, *Atherinella brasiliensis* e *Anchoa januaria* na BP (Tabela 2), que contribuíram com 22,59, 14,27 e 10,28 para a dissimilaridade entre as baías. Um número maior de espécies foi exclusivo da BP, contribuindo para a dissimilaridade entre as baías, dentre elas destacam-se *Genidens genidens*, *Stellifer brasiliensis*, *Micropogonias furnieri*, que são de importância para a pesca artesanal ou industrial (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados da análise SIMPER para a abundância das espécies na Baía da Ribeira (BR) e Baía de Parati (BP). As espécies que ocorrem em apenas uma das baías estão em negrito.

Baía		Ribeira	Parati	
Dissimilaridade média (%)	Espécies	Av.Abund	Av.Abund	Contribuição (%)
60,97	<i>Anchoa</i> spp.	1,80	3,05	22,59
	<i>Atherinella brasiliensis</i>	3,27	3,26	14,27
	<i>Anchoa januaria</i>	0,17	1,35	10,28
	<i>Oligoplites saurus</i>	1,05	0,68	7,70
	<i>Eucisnostomus argenteus</i>	0,71	0,28	5,54
	<i>Strongylura timucu</i>	0,39	0,14	3,48
	<i>Eucinostomus</i> spp.	0,26	0,16	3,30
	<i>Trachinotus carolinus</i>	0,16	0,22	3,07
	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	0,19	0,22	2,99
	<i>Cathorops spixii</i>	0,02	0,44	2,70
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	0,28	0,09	2,17
	<i>Oligoplites palometa</i>	0,07	0,17	1,58
	<i>Genidens genidens</i>	0,00	0,23	1,52
	<i>Stellifer brasiliensis</i>	0,00	0,23	1,37
	<i>Mugil curema</i>	0,00	0,16	1,34
	<i>Strongylura</i> spp.	0,04	0,15	1,22
	<i>Eugerres brasilianus</i>	0,00	0,12	0,83
	<i>Potamarius grandoculis</i>	0,00	0,08	0,78
	<i>Cosmocampus elucens</i>	0,02	0,07	0,67

Tabela 2. Resultados da análise SIMPER para a abundância das espécies na Baía da Ribeira (BR) e Baía de Parati (BP). As espécies que ocorrem em apenas uma das baías estão em negrito.

Baía		Ribeira	Parati	
Dissimilaridade média (%)	Espécies	Av.Abund	Av.Abund	Contribuição (%)
	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	0,00	0,09	0,63
	<i>Micropogonias furnieri</i>	0,00	0,09	0,63
	<i>Oligoplites</i> spp.	0,05	0,04	0,62
	<i>Trachinotus blochii</i>	0,07	0,00	0,62
	<i>Odontesthes bonariensis</i>	0,00	0,10	0,59
	Total	8,55	11,42	90,49%

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo do mosaico da paisagem revelou que as duas baías, mesmo com características gerais similares (abrigadas, com aportes de rios e situadas na mesma região geográfica), possuem diferentes fatores antrópicos e naturais que potencialmente influenciam a composição e estrutura da assembleia de peixes. A BR está inserida em uma matriz urbanizada com presença de formações florestais, em especial a área edificada do centro do município de Angra dos Reis e o manguezal adjacente à praia do Bracui, respectivamente. A BP se divide em duas matrizes distintas: áreas internas situadas no centro urbano, com sinuosas áreas de manguezal e baixas profundidades (Praia do Cais e Jabaquara); e áreas afastadas do centro, com maior cobertura de manguezais e maiores profundidades (Corumbê e Praia Grande). Os fragmentos de manguezais estão distribuídos pela BP ao longo dos pontos amostrais, enquanto concentram-se em uma grande área na BR. Uma grande variação na riqueza total foi observada entre as duas baías, e a associação positiva entre a riqueza de espécies e a cobertura de manguezais pode ser um fator determinante. Os manguezais funcionam como áreas de berçário para diversas espécies de peixes que podem colonizar praias adjacentes. Limitar a proteção dos manguezais a uma área restrita pode trazer consequências negativas para o número de espécies de peixes que recrutam em praias adjacentes na região (ex. em toda uma baía).

Anchoa spp. demonstrou preferência por ambientes rasos, abrigados e com depósitos de matéria orgânica, ocorrendo em número muito superior as demais espécies. *Atherinella brasiliensis*, por outro lado, teve distribuição mais ampla, ocorrendo em todas as praias das duas baías. Uma relação positiva entre o número de indivíduos e a porcentagem de área edificada foi encontrada, associada a maiores abundâncias de *Anchoa* spp. e *Atherinella brasiliensis*. Tais espécies são comuns em baías e se mostram tolerantes frente à alta taxa de matéria orgânica carregada das áreas edificadas, especialmente *A. brasiliensis* que apresenta crescimento rápido e fecha o ciclo de vida em áreas rasas de praias. *Oligoplites saurus* e *Cathorops spixii* foram espécies abundantes na BR e BP, respectivamente, com destaque para a última que geralmente utiliza locais estuarinos para desova.

A profundidade não foi um fator importante para o número de espécies na BP, enquanto na BR, locais com profundidade <1m apresentaram, em média, o dobro do número de espécies do que locais de maior profundidade, sem uma influência marcante do tipo de substrato. As praias mais profundas da BR (~1,5m) apresentam águas mais claras (ex. praia do Pontal), o que configura um ambiente mais estressante para peixes jovens que ficam mais susceptíveis a predação. A BP teve maior número de indivíduos em praias rasas (prof. <1m), enquanto na BR, a planície de maré (prof. ~0,5m) comportou o menor número de peixes.

A observação dos padrões de distribuição das assembleias de peixes da BP e BR revelou pontos de similaridade e dissimilaridade entre as baías causados pela forte presença das espécies *Anchoa* spp., *Atherinella brasiliensis* e *Anchoa januaria* em ambos locais, junto a discrepante diferença da abundância e o registro de espécies exclusivas em cada baía. Espécies importantes comercialmente, como as manjubas foram mais abundantes na BP, enquanto a jovens de corvina (*Micropogonias furnieri*) foram registrados apenas nessa baía.

Estudos da estrutura do mosaico de entorno de ambientes marinhos e sua influência sobre a biota vêm crescendo principalmente nas últimas décadas. Os múltiplos usos da região costeira têm afetado o potencial das praias serem utilizadas como áreas de recrutamento. Dessa maneira, investigar os efeitos das métricas do mosaico da paisagem sobre a biota e monitorar seus usos é fundamental para a elaboração de medidas de gestão mais eficientes. O presente estudo contribui nesse sentido, pois indica que, se não tomadas as devidas providências de proteção dos mosaicos costeiros (especialmente manguezais e formações florestais), as assembleias de peixes jovens da BP podem se tornar tão depauperadas como as da BR.

5. REFERÊNCIAS

- Abràmoff MD, Magalhães PJ, & Ram SJ (2004) Image processing with ImageJ. *Biophotonics international*, 11(7): 36-42.
- Anderson M, Gorley RN, & Clarke RK (2008). *Permanova+ for Primer: Guide to Software and Statistical Methods*. Primer-E Limited.
- Andreatta JV, Barbieri LR, Sebilha ASB, Silva MD, & Santos RD (1989). A list of Marapendi lagoon fishes, Rio de Janeiro, Brazil. *Atlântica*, Rio Grande, 11: 5-17.
- Andreatta JV, Meurer BC, Baptista MG, Manzano FV, Teixeira DE, Longo MM, & Freret NV (2002). Composition of the fish assemblage of Baía da Ribeira, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(4): 1139-1146.
- Araújo FG (1988). Distribuição, abundância relativa e movimentos sazonais de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) no estuário da Lagoa dos Patos (RS), Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 5(4): 509-543.
- Araújo FG, Williams WP, & Bailey RG (2000). Fish assemblages as indicators of water quality in the middle Thames estuary, England (1980–1989): *Estuaries*, 23(3), 305.
- Araújo FG, Silva MA, Santos JN, & Vasconcellos RM (2008). Habitat selection by anchovies (Clupeiformes: Engraulidae) in a tropical bay at Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 6(4): 583-590.
- Ayvazian SG, & Hyndes GA (1995). Surf-zone fish assemblages in south-western Australia: do adjacent nearshore habitats and the warm Leeuwin Current influence the characteristics of the fish fauna?. *Marine Biology*, 122(4): 527-536.
- Beck MW, Heck KL, Able KW, Childers DL, Eggleston DB, Gillanders BM, ... & Orth RJ (2001). The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *AIBS Bulletin*, 51(8): 633-641.
- Belmaker J, Ziv Y, & Shashar N (2011). The influence of connectivity on richness and temporal variation of reef fishes. *Landscape ecology*, 26(4): 587-597.
- Bendell JF (1974). Effects of fire on birds and mammals. *Fire and ecosystems*: 73-138.

Benoît HP (2012). An empirical model of seasonal depth-dependent fish assemblage structure to predict the species composition of mixed catches. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 70(2): 220-232.

Blaber SJ (1974). Field studies of the diet of *Rhabdosargus holubi* (Pisces: Teleostei: Sparidae). *Journal of Zoology*, 173(3): 407-417.

Blaber SJ, Cyrus DP, Albaret JJ, Ching, CV, Day JW, Elliott M, ... & Silvert W (2000). Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3): 590-602.

Blaber SJM, & Blaber TG (1980). Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of fish biology*, 17(2): 143-162.

Blaber SJM, & Whitfield, AK (1977). The feeding ecology of juvenile mullet (Mugilidae) in south-east African estuaries. *Biological Journal of the Linnean Society*, 9(3): 277-284.

Brasil (2012). Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*.

Brown AC, & McLachlan A (1990). Ecology of sandy shores: 1-328.

Brown AC, & McLachlan A (2002). Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29(1): 62-77.

Chaves PDT, & Vendel AL (2008). Análise comparativa da alimentação de peixes (Teleostei) entre ambientes de marisma e de manguezal num estuário do sul do Brasil (Baía de Guaratuba, Paraná) Study on feeding habits in estuarine fish (Teleostei) comparatively between salt marshes and mangroves in southern Brazil (Guaratuba Bay). *Revista brasileira de Zoologia*, 25(1): 10-15.

Chefaoui RM (2014). Landscape metrics as indicators of coastal morphology: a multi-scale approach. *Ecological indicators*, 45: 139-147.

Costanza R, d'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, ... & Raskin RG (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, 387(6630): 253.

Contente RF, Stefanoni MF, & Spach H (2011). Feeding ecology of the Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae) in a sub-tropical estuarine ecosystem. *Journal of the*

Marine Biological Association of the United Kingdom, 91(6): 1197-1205.

Costa B, Taylor JC, Kracker L, Battista T, & Pittman S (2014). Mapping reef fish and the seascape: using acoustics and spatial modeling to guide coastal management. *PloS one*, 9(1): e85555.

Costa H (1998). Uma avaliação da qualidade das águas costeiras do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, FEMAR, 261p.

Costa MRD (2006). O uso de praias arenosas e áreas de mangue por peixes jovens em duas baías do Sudeste do Rio de Janeiro.

Coto CF, Luna AO, Calvo AL, & Garcia FZ (1988). Abundancia de algunas especies de Anchoas en la laguna de Términos (México), estimada a través de la captura de huevos. *Annal del Institute de Ciência del Mar y Limnologia da Universidad Autónoma de México*, México, 15(1): 125-134.

Creed JC, Pires DO, & Figueiredo MDO (2007). Biodiversidade marinha da baía da Ilha Grande (pp. 109-132). Brasília: MMA/SBF.

Das K, & Gazi NH (2011). Random excitations in modelling of algal blooms in estuarine systems. *Ecological modelling*, 222(14): 2495-2501.

Defeo O, McLachlan A, Schoeman DS, Schlacher TA, Dugan J, Jones A, ... & Scapini F (2009). Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuarine, coastal and shelf science*, 81(1): 1-12.

Eggleston DB, Elis WE, Etherington LL, Dahlgren CP, & Posey MH (1999). Organism responses to habitat fragmentation and diversity: habitat colonization by estuarine macrofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 236(1): 107-132.

Fahrig L (2007). Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Functional ecology*, 21(6): 1003-1015.

Figueiredo JL (1977). Manual de peixes do Sudeste do Brasil. I. Introdução: cações, raias e quimeras. São Paulo, Mus. Zool. Univ. São Paulo.

Figueiredo JL, & Menezes NA (1978). Manual de peixes marinhos dos sudeste de Brasil. II Teleostei (1). São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo.

Figueiredo JD, & Menezes NA (1980). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil (Vol. 4). Universidad de São Paulo, Museu de Zoologia.

Figueiredo JL, & Menezes NA (1985). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil (Vol. 5). Universidad de São Paulo, Museu de Zoologia.

Fonseca (2016). Influência de variáveis físicas, biológicas e estruturais na distribuição de peixes herbívoros da Baía da Ilha Grande, RJ. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Disponível em <https://www.itr.ufrj.br/portal/wp-content/uploads/2017/09/monografia-marina-santanna-carvalho-de-souza.pdf>. Acessado em 09 de agosto, 2018.

Franco ACS, Ramos Chaves MCN, Castel Branco MPB, & Neves Dos Santos L (2016). Responses of fish assemblages of sandy beaches to different anthropogenic and hydrodynamic influences. *Journal of fish biology*, 89(1): 921-938.

Friedlander AM, & DeMartini EE (2002). Contrasts in density, size, and biomass of reef fishes between the northwestern and the main Hawaiian islands: the effects of fishing down apex predators. *Marine Ecology Progress Series*, 230: 253-264.

Gibson RN, Ansell AD, & Robb L (1993). Seasonal and annual variations in abundance and species composition of fish and macrocrustacean communities on a Scottish sandy beach. *Marine Ecology Progress Series*, 89-105.

Golbuu Y, Wolanski E, Harrison P, Richmond RH, Victor S, & Fabricius KE (2011). Effects of land-use change on characteristics and dynamics of watershed discharges in Babeldaob, Palau, Micronesia. *Journal of Marine Biology*, 2011.

Grober-Dunsmore R, Frazer TK, Beets JP, Lindberg WJ, Zwick P, & Funicelli NA (2008). Influence of landscape structure on reef fish assemblages. *Landscape Ecology*, 23(1): 37-53.

Guisan A, & Zimmermann NE (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, 135(2-3): 147-186.

Hanke MH, Posey MH, & Alphin TD (2017). The effects of intertidal oyster reef habitat characteristics on faunal utilization. *Marine Ecology Progress Series*, 581: 57-70.

Hildebrand SF (1963). Family Elopidae. *Fishes of the western North Atlantic*, 111-131.

Hitt S, Pittman SJ, & Nemeth RS (2011). Diel movements of fishes linked to benthic seascape structure in a Caribbean coral reef ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 427: 275-291.

Johnston K, Ver Hoef JM, Krivoruchko K, & Lucas N (2001). Using ArcGIS geostatistical analyst (Vol. 380). Redlands: Esri.

- Keenan CP (2000). Should we allow human-induced migration of the Indo–West Pacific fish, barramundi *Lates calcarifer* (Bloch) within Australia?. *Aquaculture Research*, 31(1): 121-131.
- Köster D, Lichter J, Lea PD, & Nurse A (2007). Historical eutrophication in a river–estuary complex in mid-coast maine. *Ecological Applications*, 17(3): 765-778.
- Laegdsgaard P, & Johnson C (2001). Why do juvenile fish utilise mangrove habitats?. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 257(2): 229-253.
- Lamberth SJ, Clark BM, & Bennett BA (1995). Seasonality of beach-seine catches in False Bay, South Africa, and implications for management. *South African Journal of Marine Science*, 15(1): 157-167.
- Larimore RW, Childers WF, & Heckrotte C (1959). Destruction and re-establishment of stream fish and invertebrates affected by drought. *Transactions of the American Fisheries Society*, 88(4): 261-285.
- Lasiak TA (1986). Juveniles, food and the surf zone habitat: implications for teleost nursery areas. *South African Journal of Zoology*, 21(1): 51-56.
- Macedo SS (1999). Litoral Urbanização Ambientes e seus Ecosistemas Frágeis. *Paisagem e Ambiente*, (12): 151-232.
- MacGregor JM, & Houde ED (1996). Onshore-offshore pattern and variability in distribution and abundance of bay anchovy *Anchoa mitchilli* eggs and larvae in Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 138: 15-25.
- Mahiques MM, & Furtado VV (1989). Utilização da análise dos componentes principais na caracterização dos sedimentos de superfície de fundo da Baía da Ilha Grande (RJ). *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 37(1): 01-19.
- Maichak de Carvalho B, & Louis Spach H (2015). Habitat use by *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825) in intertidal zones of a subtropical estuary, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 37(2).
- Marcomini SC, López RA, & Spinoglio A (2007). Uso de la morfología costera como geoindicador de susceptibilidad a la erosión en costas cohesivas, Necochea, Buenos Aires. *Revista de la asociación geológica argentina*, 62(3): 396-404.
- Margules CR, & Austin MP (1994). Biological models for monitoring species decline: the construction and use of data bases. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 344(1307): 69-75.

- Martino EJ, & Able KW (2003). Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56(5-6): 969-987.
- Mastrorillo S, Lek S, Dauba F, & Belaud A (1997). The use of artificial neural networks to predict the presence of small-bodied fish in a river. *Freshwater biology*, 38(2): 237-246.
- McBreen F & Joint Nature Conservation Committee. (2011). UK SeaMap 2010: predictive mapping of seabed habitats in UK waters.
- McGarigal K, & McComb WC (1995). Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological monographs*, 65(3): 235-260.
- Menezes NA & Figueiredo JL (1980) Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo. 96p.
- Menezes NA, & Figueiredo JL (2000). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil: Teleostei; 5. Museu de Zoologia, Univ. de São Paulo.
- Muška M, Tušer M, Frouzová J, Mrkvička T, Ricard D, Sed'a J, ... & Kubečka J (2018). Real-time distribution of pelagic fish: combining hydroacoustics, GIS and spatial modelling at a fine spatial scale. *Scientific reports*, 8(1): 5381.
- Nagelkerken ISJM, Blaber SJM, Bouillon S, Green P, Haywood M, Kirton LG, ... & Somerfield PJ (2008). The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. *Aquatic botany*, 89(2): 155-185.
- Nagelkerken I, Sheaves M, Baker R, & Connolly RM (2015). The seascape nursery: a novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. *Fish and Fisheries*, 16(2): 362-371.
- Neves LM, Pereira HH, da Costa MR, & Araújo FG (2006). Uso do manguezal de Guaratiba, Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, pelo peixe-rei *Atherinella brasiliensis* (Quoy&Gaimard)(Atheriniformes, Atherinopsidae) The use of the Guaratiba mangrove, Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, by the silver side *Atherinella brasiliensis* (Quoy&Gaimard)(Atheriniformes, Atherinopsidae). *Revista brasileira de Zoologia*, 23(2): 421-428.
- Neves LM, Teixeira TP & Araújo FG (2011). Structure and dynamics of distinct fish assemblages in three reaches (upper, middle and lower) of an open tropical estuary in Brazil. *Marine Ecology*, 32(1): 115-131.

Neves LM, Teixeira-Neves TP, Pereira-Filho GH, & Araujo FG (2016). The farther the better: effects of multiple environmental variables on reef fish assemblages along a distance gradient from river influences. *PloS one*, 11(12): e0166679.

Orpin AR, Ridd PV, Thomas S, Anthony KR, Marshall P, & Oliver J (2004). Natural turbidity variability and weather forecasts in risk management of anthropogenic sediment discharge near sensitive environments. *Marine Pollution Bulletin*, 49(7-8): 602-612.

Pappalardo P, Pringle JM, Wares JP, & Byers JE (2015). The location, strength, and mechanisms behind marine biogeographic boundaries of the east coast of North America. *Ecography*, 38(7): 722-731.

Pereira HH, Neves LM, da Costa MR, & Araújo FG (2015). Fish assemblage structure on sandy beaches with different anthropogenic influences and proximity of spawning grounds. *Marine Ecology*, 36(1): 16-27.

Potter IC, Bird DJ, Claridge PN, Clarke KR, Hyndes GA, & Newton LC (2001). Fish fauna of the Severn Estuary. Are there long-term changes in abundance and species composition and are the recruitment patterns of the main marine species correlated?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 258(1): 15-37.

Pritchett J, & Pyron M (2011). Predicting fish assemblages from substrate variation in a Turbid River: grab samples compared with pole probing. *North American Journal of Fisheries Management*, 31(3): 574-579.

Reis EG (1986). Reproduction and feeding habits of the marine catfish *Netuma barba* (Siluriformes, Ariidae) in the estuary of Lagoa dos Patos, Brazil. *Atlântica*, 8: 35-55.

Remmert H (1983). Studies and thoughts about the zonation along the rocky shores of the Baltic. *Zoologica*, 22: 121-125.

Rio de Janeiro (1989). Constituição do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ, Assembleia Legislativa.

Schaeffer-Novelli Y, & Cintrón-Molero G (1994). Manguezais brasileiros: uma síntese sobre aspectos históricos (séculos XVI a XIX), zonation, estrutura e impactos ambientais. *Anais do Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira. Subsídios a um gerenciamento ambiental*. São Paulo, ACIESP, 1: 333-341.

Sergipense S, & Sazima I (1995). Seasonal variation in occurrence and size composition of two species of *Engraulididae*(*Osteichthyes*) in the Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Biologia*, 55(3): 491-501.

Sheaves M, Baker R, Nagelkerken I, & Connolly RM (2015). True value of estuarine and coastal nurseries for fish: incorporating complexity and dynamics. *Estuaries and Coasts*, 38(2), 401-414.

Silva MDA, & Araújo FGD (2000). Distribution and relative abundance of anchovies (*Clupeiformes-Engraulididae*) in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 43(4): 0-0.

Sousa WP (1984). The role of disturbance in natural communities. *Annual review of ecology and systematics*, 15(1): 353-391.

Staveley TA, Perry D, Lindborg R, & Gullström M (2017). Seascape structure and complexity influence temperate seagrass fish assemblage composition. *Ecography*, 40(8): 936-946.

Stevenson C, Katz LS, Micheli F, Block B, Heiman KW, Perle C, ... & Witting J (2007). High apex predator biomass on remote Pacific islands. *Coral reefs*, 26(1): 47-51.

Stuart-Smith RD, Barrett NS, Crawford CM, Frusher SD, Stevenson DG, & Edgar GJ (2008). Spatial patterns in impacts of fishing on temperate rocky reefs: Are fish abundance and mean size related to proximity to fisher access points?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 365(2): 116-125.

Tews J, Brose U, Grimm V, Tielbörger K, Wichmann MC, Schwager M, & Jeltsch F (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31(1): 79-92.

Thiel R, Sepulveda A, Kafemann R, & Nellen W (1995). Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. *Journal of Fish Biology*, 46(1): 47-69.

Tolimieri N, & Levin PS (2006). Assemblage structure of eastern Pacific groundfishes on the US continental slope in relation to physical and environmental variables. *Transactions of the American Fisheries Society*, 135(2): 317-332.

Turner RK, Lorenzoni I, Beaumont N, Bateman IJ, Langford IH, & McDonald AL (1998). Coastal management for sustainable development: analysing environmental and socio-economic changes on the UK coast. *Geographical Journal*, 269-281.

Turner MG (2005). Landscape ecology: what is the state of the science?. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 36: 319-344.

Valiela I, Bowen JL, & York JK (2001). Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments: At least 35% of the area of mangrove forests has been lost in the past two decades, losses that exceed those for tropical rain forests and coral reefs, two other well-known threatened environments. *AIBS Bulletin*, 51(10): 807-815.

Vasconcellos RM, Araújo FG, De Sousa Santos JN, & De Araújo Silva M (2010). Short-term dynamics in fish assemblage structure on a sheltered sandy beach in Guanabara Bay, Southeastern Brazil. *Marine Ecology*, 31(3), 506-519.

Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, & Melillo JM (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499.

Wedding LM, Lepczyk CA, Pittman SJ, Friedlander AM, & Jorgensen S (2011). Quantifying seascape structure: extending terrestrial spatial pattern metrics to the marine realm. *Marine Ecology Progress Series*, 427: 219-232.

Whitfield AK, & Elliott M (2002). Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of fish biology*, 61: 229-250.

Wu JJ (2013). Landscape ecology. In: *Ecol Sys*. Springer, New York, pp. 179-200.