



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ZOOLOGIA

**Composição e Estrutura Trófica da Ictiofauna de Piscinas de Maré
da praia do Paiva, Região Metropolitana do Recife, PE.**



Rafael dos Santos Dantas

João Pessoa – Paraíba

Fevereiro de 2013.

Orientador: Robson Tamar da Costa Ramos

RAFAEL DOS SANTOS DANTAS

**COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DE PISCINAS DE
MARÉ DA PRAIA DO PAIVA, REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE, PE.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Concentração em Zoologia da Universidade Federal da Paraíba, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Robson Tamar da Costa Ramos

Coordenadora: Prof.^a Dr.^a Maria Regina de Vasconcellos Barbosa

JOÃO PESSOA, FEVEREIRO DE 2013.

D192c Dantas, Rafael dos Santos.

Composição e estrutura trófica da ictiofauna de piscinas de maré da Praia do Paiva, região metropolitana do Recife-PE / Rafael dos Santos Dantas.- João Pessoa, 2013.

74f.

Orientador: Robson Tamar da Costa Ramos

Dissertação (Mestrado) – UFPB/CCEN

1. Zoologia. 2. Ambientes recifais. 3. Ictiofauna recifal.
4. Categorias tróficas. 5. Fatores ambientais.

UFPB/BC

CDU: 59(043)

RAFAEL DOS SANTOS DANTAS

COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DE PISCINAS DE MARÉ DA PRAIA DO
PAIVA, REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE, PE.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Robson Tamar da Costa Ramos (Orientador)

Universidade Federal da Paraíba, Departamento de Sistemática e Ecologia.

Prof. Dr. Ronaldo Bastos Francini-Filho (Membro Interno)

Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências Aplicadas e Educação.

Prof. Dr. Paulo Guilherme Vasconcelos de Oliveira (Membro Externo)

Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Pesca e Aquicultura.

Prof. Dr. Ricardo de Souza Rosa (Suplente Interno)

Universidade Federal da Paraíba, Departamento de Sistemática e Ecologia.

Prof.^a Dr.^a Liana de Figueiredo Mendes (Suplente Externo)

Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Departamento de Botânica Ecologia e Zoologia.

AGRADECIMENTOS

Àqueles que me geraram, me educaram e sempre me amaram, sem eles eu, literal e psicologicamente, não existiria.

Àqueles que são sangue do meu sangue, sempre me apoiaram e respeitaram, amando-me como irmão, primo, sobrinho e neto.

Àquela que me ama, me conforta e me ilumina, a quem eu amo como nunca amei ninguém. Vigiou-me quando eu estava desatento com os compromissos e sempre esteve paciente e presente na minha vida desde que nos conhecemos.

Àquele que me guiou nesse tortuoso e frutuoso caminho da pós-graduação, com a sua “chiqueza” e alegria que sempre me motivaram a ir além. Seus valiosos ensinamentos nunca serão esquecidos.

Àqueles que comigo compartilharam um teto durante esses dois anos, pelo companheirismo, amizade e bom convívio, espero o melhor dos futuros para nós.

Àqueles que com sabedoria e conhecimento me fizeram entender um pouco mais do mundo, com aulas maravilhosas e atenção constante.

Àqueles que compartilharam comigo momentos de alegria e felicidade nas noites de João Pessoa, amigos que eu pretendo levar para sempre.

Àqueles que hoje estão distantes, mas sempre estarão comigo, tenho certeza que o futuro ainda nos reunirá.

Ao governo brasileiro, que, através da CAPES, financiou meus estudos e meu treinamento em pesquisa.

Por fim, àqueles que prontamente aceitaram o convite para serem componentes da banca avaliadora deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

*“Muita luz será lançada no tocante à
origem do homem e sua história”*

Charles Darwin.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	X
LISTA DE TABELAS	XII
RESUMO	XIV
ABSTRACT	XV
1 INTRODUÇÃO	17
1.1 Ambientes Recifais.....	17
1.2 Justificativa.....	20
1.3 Objetivos	21
1.3.1 Geral.....	21
1.3.2 Específicos.....	21
2 MATERIAL E MÉTODOS	23
2.1 Área de Estudo.....	23
2.1.1 Clima, posicionamento geográfico.	23
2.1.2 Posicionamento e caracterização das piscinas estudadas.....	24
2.1.2.1 Piscinas abertas.....	26
2.1.2.2 Piscinas Fechadas	28
2.2 Período de coleta de dados, marés.....	29
2.3 Levantamento da Ictiofauna.	29
2.3.1 Censos visuais e busca intensiva.....	29
2.3.2 Identificação da ictiofauna, estruturação trófica.	32
2.4 Descrição Ambiental.....	33
2.4.1 Visibilidade, Profundidade e Complexidade estrutural.	33
2.4.2 Cobertura bentônica.....	34
2.5 Descritores da Comunidade.....	36
2.5.1 Abundância e Frequência de ocorrência.	36
2.5.2 Densidade	36
2.5.3 Diversidade, Riqueza e Equitabilidade.....	37
2.6 Análises.....	37
2.6.1 Análise de Variância.....	37
2.6.2 nMDS – Escalonamento Multidirecional não-Métrico	38
2.6.3 ANOSIM – Análise de Similaridade.....	38
2.6.4 CCA – Análise de Correspondência Canônica.....	38

3	RESULTADOS	41
3.1	Fatores ambientais e Composição do Substrato	41
3.1	Levantamento da Ictiofauna e Estrutura da Comunidade	42
3.2	Composição Trófica	54
4	DISCUSSÃO	59
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	67
6	REFERÊNCIAS	69

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Área da Região Metropolitana do Recife e seus municípios componentes. Em destaque Recife (Listras) e Cabo de Santo Agostinho (Cinza escuro), dados IBGE24
- Figura 2.** Área de estudo e seu posicionamento geográfico; no detalhe, a praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE, com destaque para localização das piscinas estudadas. (**A1**, **A2** e **A3**: Piscinas Abertas 1, 2 e 3; **F1** e **F2**, Piscinas Fechadas 1 e 2)25
- Figura 3.** Visão geral da piscina aberta, A1, praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. **Foto:** Rafael S. Dantas26
- Figura 4.** Visão geral da piscina aberta, A2, praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. **Foto:** Rafael S. Dantas27
- Figura 5.** Visão geral da piscina aberta, A3, praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. **Foto:** Rafael S. Dantas27
- Figura 6.** Visão geral da piscina fechada, F1, praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. **Foto:** Rafael S. Dantas28
- Figura 7.** Visão geral da piscina fechada, F2, praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. **Foto:** Rafael S. Dantas29
- Figura 8.** Desenho esquemático da metodologia de censo visual através de transectos realizados nas piscinas de maré da praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. **Ilustração:** Helder C. Lima30
- Figura 9.** Modelo de prancheta utilizada para registro dos dados obtidos através dos censos visuais e busca intensiva, aplicados em piscinas de maré da praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.....31
- Figura 10.** Desenho esquemático do procedimento referente à metodologia utilizada na medição da visibilidade das piscinas na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. **Ilustração:** Helder C. Lima.....33
- Figura 11.** Exemplo do quadrado utilizado para determinação da posição das imagens de alta definição referentes aos fotoquadrados realizados nas piscinas da praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.34
- Figura 12.** Esquema do posicionamento dos quadrados ao longo dos transectos.35
- Figura 13.** Porcentagem de Famílias de peixes registradas na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE, de acordo com o número de espécies.46

Figura 14. Representação gráfica da ordenação de nMDS, segundo a densidade das espécies <i>versus</i> piscinas.....	50
Figura 15. Representação gráfica da ordenação de nMDS, segundo a densidade das espécies <i>versus</i> classificação das piscinas.	51
Figura 16. Representação gráfica da ordenação de nMDS, segundo a densidade das espécies <i>versus</i> área das piscinas.	52
Figura 17. Análise de correspondência canônica da influência de variáveis ambientais na distribuição das 15 espécies de peixes mais abundantes nas amostras realizadas na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE	53
Figura 18. Número acumulado de espécies de peixes na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE, em função do número total de censos realizados nas piscinas estudadas e projeções dos estimadores Chao1 e Bootstrap.	54
Figura 19. Distribuição proporcional do número de espécies por categoria trófica observadas na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. ZPL: Zooplantívoros; ONI: Onívoros; HER: Herbívoros; CAR: Carnívoros.	54
Figura 20. Abundância relativa, número de Famílias e espécies de cada categoria trófica observada na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. AR: Abundância Relativa; CGE: Carnívoros generalistas; HET: Herbívoros territoriais; HNT: Herbívoros Não Territoriais; PIM: Predadores de Invertebrados Móveis; PSC: Piscívoros; ONI: Onívoros; ZPL: Zooplantívoros.	55
Figura 21. Abundância das categorias tróficas por transecto nas piscinas estudadas da praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. CGE: Carnívoros generalistas; HET: Herbívoros territoriais; HNT: Herbívoros não territoriais; PIM: Predadores de invertebrados móveis; PSC: Piscívoros; ONI: Onívoros; ZPL: Zooplantívoros.	55

LISTA DE TABELAS

Tabela I. Categorias tróficas, segundo Honório <i>et al.</i> (2010).	32
Tabela II. Classificação dos substratos observados na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.....	35
Tabela III. Ranking da frequência de ocorrência (FO) e abundância relativa (AR) utilizado na classificação das espécies de peixes recifais na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.	36
Tabela IV. Análise de variância mostrando o efeito das piscinas, classificação e área da piscina nos Fatores ambientais registrados da praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.....	41
Tabela V. Análise de variância mostrando o efeito das piscinas, classificação e área da piscina nas Categorias tróficas registradas na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.....	42
Tabela VI. Lista das espécies registradas nas piscinas de maré da praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE, acrescida do número de indivíduos (N), frequência de ocorrência (FO – C: Comuns; I: Incomuns; MC: Muito Comuns; O: Ocasionais; R: Raras), abundância relativa (AR – A: Abundantes; MA: Muito Abundantes; PA: Pouco Abundantes), categoria trófica (CT – CGE: Carnívoros generalistas; HET: Herbívoros territoriais; HNT: Herbívoros não territoriais; ONI: Onívoros; PIM: Predadores de invertebrados móveis; PIS: Predadores de invertebrados sésseis; PSC: Piscívoros; ZPL: Zooplactívoros) e Piscina onde a espécie foi observada. O asterisco indica espécies que foram observadas apenas na busca intensiva. A ordem das espécies segue a classificação proposta por Nelson (2006).	43
Tabela VII. Lista de Ordens de peixes ocorrentes na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE com o respectivo número de espécies.	45
Tabela VIII. Diversidade, equitabilidade e riqueza referentes à ictiofauna das piscinas da praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.....	48
Tabela IX. Análise de variância mostrando o efeito das piscinas, classificação e área da piscina nos índices ecológicos registrados na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.....	48
Tabela X. Análise de variância mostrando o efeito da piscina, classificação e área da piscina na densidade dos peixes registrada na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. ...	49
Tabela XI. Densidade de peixes de acordo com Piscinas, Classificação e Área, determinada por comparações <i>post-hoc</i> de Student–Newman–Keuls (SNK). Grupos estão arranjados em ordem decrescente de densidade de peixes.	50

Tabela XII. Análise de variância mostrando o efeito da piscina, classificação e área da piscina na abundância das categorias tróficas registrada na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.56

Tabela XIII. Valores das correlações de Pearson da variável ambiental cobertura bêntica *versus* categorias tróficas. Os valores destacados indicam correlação significativa ($p < 0,05$). ACAR; Algas calcárias articuladas; ACIN: Algas incrustantes; CORA: Corais; ESPO: Esponjas; GRMA: Grama Marinha; MACR: Macroalgas; OUIN: Outros Invertebrados; OURI: Ouriços; SUBA: Substrato-base; TURF: Algas TURF; CGE: Carnívoros generalistas; HET: Herbívoros territoriais; HNT: Herbívoros não territoriais; PIM: Predadores de Invertebrados Móveis; PIS: Predadores de Invertebrados Sésseis; ONI: Onívoros; ZPL: Zooplancívoros.57

RESUMO

A Praia do Paiva, pouco habitada e conservada, situa-se no município de Cabo de Santo Agostinho, região metropolitana da cidade de Recife, capital do Estado de Pernambuco, Brasil, e está inserida em uma região sob influência de grande interferência antrópica, seja oriunda do turismo, seja da influência do Porto de Suape. Este estudo investigou a composição e estrutura trófica da ictiofauna recifal em cinco piscinas de maré na praia do Paiva. Em um total de 75 censos visuais realizados através de transectos de faixa, acrescidos de busca intensivas realizada na área, foram registradas 66 espécies pertencentes a 34 famílias. As piscinas compartilharam 32,60% das espécies, que possuem, em sua maioria, distribuição conhecida ao longo do Atlântico Ocidental. Não foram observadas diferenças significativas entre a diversidade e riqueza registradas nas piscinas, essa diferença sendo observada apenas entre piscinas *versus* equitabilidade. As categorias tróficas registradas foram Predadores de Invertebrados Móveis, Herbívoros Territorialistas, Onívoros, Herbívoros Não Territorialistas, Predadores de Invertebrados Sésseis, Zooplantívoros, Carnívoros Generalistas e Piscívoros. Os resultados obtidos nesse estudo mostram que a cobertura do substrato não difere significativamente entre as áreas estudadas, provavelmente devido à proximidade entre as piscinas, que estão submetidas aos mesmos fatores ambientais. A área possui uma diversidade de peixes superior a muitos ambientes recifais na costa brasileira, ressaltando a sua importância. As espécies não demonstraram diferença clara no uso dos ambientes, possuindo distribuição associada a ambientes com valores intermediários das variáveis ambientais. A distribuição das categorias tróficas segue um padrão conhecido na literatura, tendo a categoria de Predadores de Invertebrados Móveis como mais abundante. Os usos das piscinas por turistas e pescadores artesanais foi registrado na área estudada, além dos impactos oriundos da construção civil na linha da costa, o que pode levar a uma diminuição da diversidade de peixes na área estudada. Os resultados obtidos neste estudo poderão subsidiar avaliações futuras da condição da ictiofauna associada aos ambientes de piscinas da praia do Paiva.

ABSTRACT

The Praia do Paiva, sparsely inhabited and conserved, is located in the municipality of Cabo de Santo Agostinho, metropolitan area of Recife, the capital of Pernambuco State, Brazil, and is inserted in a region under the influence of great human interference, either derived from tourism, or the Port of Suape. This study has investigated the composition and trophic structure of recifal fish fauna in five tidepools on Praia do Paiva. In a total of 75 visual censuses conducted in transects, and intensive searches conducted in the area, 66 species belonging to 34 families were recorded. The pools shared 32.60% of species whose distribution is known along the Western Atlantic. No significant differences were observed between the diversity and richness recorded in the pools. However, this difference was observed between pools versus evenness. Predators of Mobile Invertebrates, Territorial Herbivores, Omnivores, Not Territorial Herbivores, Predators of Sessile Invertebrates, Zooplánctívoros, Generalists Carnívoros and Piscívoros were the registered trophic categories. The results of this work shows that coverage of the substrate does not differs significantly between the study areas, probably due to the proximity of the pools, which are subject to the same environmental factors. The area has a greater diversity of fish than many reef environments along the Brazilian coast, highlighting its importance. The species showed no clear difference in the use of environments, having distribution associated with intermediate values of environmental variables. The distribution of trophic categories follows a pattern known in the literature, which has Predators of Mobile Invertebrates as the most abundant category. The uses of the pools by tourists and fishermen was recorded in the study area, in addition to impacts from construction on the shoreline, which can lead to a decrease in the diversity of fish in the study area. The results of this study may support future evaluation of the condition of the fish fauna associated to tidepool environments at Praia do Paiva.

1 INTRODUÇÃO

1 INTRODUÇÃO

1.1 Ambientes Recifais

Recifes de coral são as maiores estruturas biológicas produtoras da terra, sendo comparáveis às densas florestas tropicais (Araújo e Feitosa, 2003). Essa produção elevada está diretamente relacionada com a grande quantidade de micro-habitats que esse ambiente apresenta, como cavernas, reentrâncias, poças ou piscinas de maré, entre outros (Horn *et al.*, 1999). Eles constituem uma barreira contra a força das ondas, evitando a erosão e protegendo a linha da costa contra correntes e tempestades, além de manter estreita relação com outros ecossistemas marinhos, como manguezais ou bancos de gramíneas (Mumby *et al.*, 2004). Com distribuição em quase toda a faixa tropical do globo, os recifes são fonte de suprimentos e recursos para dezenas de milhões de pessoas em todo o mundo, gerando renda anual de aproximadamente US\$ 375 bilhões em bens e serviços (Moberg e Folke, 1999).

As piscinas de maré são habitats típicos de costas rochosas com elevada complexidade estrutural (Zander *et al.*, 1999). Durante a maré baixa, a água permanece em cavidades e depressões que funcionam como refúgio para muitos peixes adaptados às mudanças de maré. O isolamento de uma porção de água do mar nessas áreas restritas denominadas piscinas leva ao aumento da temperatura e salinidade local, ao passo que a ocorrência de chuva pode reduzi-las drasticamente (Gibson, 1999; Horn *et al.*, 1999; Zander *et al.*, 1999). Esse isolamento, entretanto, pode não ocorrer de forma completa em algumas piscinas, o que ocasiona um abrandamento dos efeitos causados pela desconexão da piscina com o mar aberto.

Ainda segundo Horn *et al.* (1999), a combinação dos ciclos de maré com a variação diurna leva a rápidas e profundas mudanças físico-químicas da água, como temperatura, salinidade, níveis de oxigênio dissolvido, este último subindo muito durante o período fótico e decrescendo rapidamente para níveis quase inexistentes durante a noite. A diminuição da fotossíntese no período noturno leva ainda à acumulação de CO₂ e, conseqüentemente, à diminuição do pH nas piscinas isoladas (Davenport e Woolmington, 1981).

Apenas as espécies residentes e as transitórias que suportam tais mudanças são capazes de sobreviver nesse ambiente e, para tanto, possuem muitas adaptações. Essas adaptações podem ser físicas, comportamentais ou fisiológicas. Alguns exemplos são mudanças no comportamento de forrageio, no uso das propriedades dos habitats ou alterações nas taxas de consumo de oxigênio. (Bennett e Griffiths, 1984; Gibson, 1999; Horn *et al.*, 1999; Zander *et al.*, 1999; Davis, 2000; Griffiths, 2000; Cunha *et al.*, 2007; Cunha *et al.*, 2008; Macieira e Joyeux, 2011).

As ameaças aos ambientes recifais, dos quais fazem parte as piscinas, são muitas. De forma indireta, a utilização de tecnologias de pesca destrutiva, a agricultura, a construção civil na linha de costa e o não planejamento do tratamento de esgotos nos grandes centros litorâneos afetam tais ambientes. Adicionalmente, a sobrepesca pressiona estoques pesqueiros além dos limites de sua capacidade de produção. Da mesma forma, a crescente exploração para fins de aquarofilia, retirada de material para fins de construção civil, atividades turísticas não planejadas, poluição proveniente de fertilizantes, despejo de lixo industrial e outros dejetos alteram a qualidade da água e comprometem as comunidades recifais. Tais ameaças são ainda mais graves em piscinas, pois as águas rasas destes ambientes costeiros amplificam e concentram os impactos, dado o pequeno volume de água ali enclausurada. As questões acima foram apontadas por vários autores na última década: Horn *et al.* (1999); Feitosa *et al.* (2002a); Freitas *et al.* (2002); Araújo e Feitosa (2003); Araújo *et al.* (2005); Nottingham *et al.* (2005a); Nottingham *et al.* (2005b); Freitas *et al.* (2006); Rosa *et al.* (2007); Cunha *et al.* (2008); Nunes *et al.* (2008); Paiva *et al.* (2008); Santos *et al.* (2008), entre outros.

O conhecimento sobre a ictiofauna recifal foi significativamente ampliado durante as duas últimas décadas, o que ocorreu também no Brasil, resultado, principalmente, da modernização e aperfeiçoamento dos equipamentos e das técnicas de coleta de dados, sobretudo, depois do surgimento do SCUBA (*Self Contained Underwater Breathing Apparatus*) e do desenvolvimento de métodos não destrutivos de coleta, pois recifes são caracteristicamente áreas rochosas ou coralíneas, e sua natureza topográfica impossibilita o uso de muitas técnicas de coleta tradicionais como: arrasto, tarrafa, cerco e outras artes de pesca envolvendo redes (Ferreira *et al.*, 1995; Sale, 2002; Cunha *et al.*, 2008).

A costa brasileira se estende por mais de 8000 km e está sob a influência de um conjunto diverso de condições oceanográficas e ecológicas. Uma parte considerável da ictiofauna tropical do Atlântico Sul é encontrada nas águas brasileiras. Os ambientes recifais brasileiros constituem uma formação distribuída por 3000 km entre as margens continentais do nordeste e do sul do Brasil. Na costa nordeste do Brasil não são comumente encontrados recifes de coral propriamente dito, os recifes rochosos representando o principal habitat para a ictiofauna recifal e suas associações (Floeter *et al.*, 2007). Esses recifes rochosos são facilmente encontrados ao longo da costa nordeste do Brasil e tem sua origem, principalmente, na deposição de areia cimentada por carbonatos (Guerra e Manso, 2004). Ainda, segundo os mesmos autores, em geral, são encontrados paralelamente à praia como linhas estreitas (duas ou mais) separadas por areia ou depressões rochosas. Seu principal papel ecológico consiste em servir de substrato para uma infinidade de organismos bentônicos, que são, em grande parte, responsáveis pela alta produtividade do ambiente recifal (Chaves *et al.*, 2006), em consequência, funcionando como atratores para organismos demersais. A literatura científica da área mostra a grande variedade de peixes existente ao longo desta costa, como pode ser conferido em: Ferreira *et al.* (1995), Rosa e Moura (1995), Floeter *et al.* (2001) e Silva (2006). Essa variedade de espécies de peixes com colorações vistosas torna o ambiente recifal um grande atrativo turístico e fonte de renda para muitas comunidades litorâneas.

As comunidades de peixes recifais são ricas e complexas, compreendendo espécies com estratégias ecológicas diferentes e em diferentes estágios de vida. Os recifes costeiros e suas piscinas de maré associadas são habitats importantes, especialmente para juvenis de espécies costeiras e oceânicas, algumas destas, de interesse econômico (Cunha *et al.*, 2008) além de representar um importante sítio de reprodução, abrigo e alimentação para muitas espécies. (Feitosa *et al.*, 2002a).

Em Pernambuco e Alagoas, a criação, em 1997, da área de proteção ambiental (APA) Costa dos Corais contribuiu para o desenvolvimento de pesquisas, gerando trabalhos publicados nas últimas décadas, como Ferreira *et al.* (1995), Ferreira *et al.* (1998a), Ferreira e Cava (2001), Ferreira *et al.* (2005) e Ferreira e Maida (2007).

A Praia do Paiva, pouco habitada e conservada, fica inserida em uma região que está sob influência direta do complexo portuário de Suape. A praia está localizada em um extenso braço de terra conhecido como 'Ilha do Amor'. O local possuía como forma de acesso principal a travessia realizada por canoas e pequenas embarcações (Sacramento *et al.*, 2007) No ano de 2010, foi inaugurada uma ponte de acesso às praias do litoral sul pernambucano, passando pela ilha do amor e reduzindo o percurso entre a capital e estas praias em aproximadamente 30 km. Isto tem facilitado a chegada de turistas de vários pontos do país, através do aeroporto internacional dos Guararapes/Gilberto Freyre. O processo de urbanização ali iniciado, tende a se acelerar com a construção, já em andamento, de vias urbanas, conjuntos habitacionais e complexos hoteleiros.

Os recifes da praia do Paiva estão posicionados imediatamente ao norte do complexo recifal do município de Ipojuca, onde se localiza a praia de Porto de Galinhas – uma das praias mais visitadas por turistas do Brasil e do mundo – e distantes aproximadamente 60 km do limite norte da APA Costa dos Corais. Apesar da existência de publicações recentes sobre a ictiofauna recifal pernambucana (Ferreira *et al.*, 1995; Ferreira *et al.*, 1998a; Ferreira e Cava, 2001; Ferreira *et al.*, 2005; Silva, 2006; Ferreira e Maida, 2007) e da proximidade com ambientes recifais amplamente estudados, a comunidade íctica da Praia do Paiva permanece desconhecida, e uma lista que abranja as espécies de peixes recifais neste local é inexistente. O conhecimento da composição de uma comunidade e a detecção de espécies ameaçadas de extinção, bem como espécies predadoras de topo e bioindicadoras, é fundamental para fornecer uma base para a futura gestão e um ponto de partida para a produção da informação científica, como o conhecimento sobre biomassa existente, padrões de dispersão, dinâmica de recrutamento, interações tróficas e preferências de habitat dos organismos residentes (Cunha *et al.*, 2008; Nunes *et al.*, 2008; Paiva *et al.*, 2008), necessária para desencadear o processo de formulação e avaliação das áreas marinhas protegidas.

1.2 Justificativa

A crescente demanda por funcionários no complexo portuário de Suape levou ao aumento significativo da procura por imóveis na região metropolitana do

Recife (RMR), composta por 14 municípios. As construtoras, então, voltaram seus interesses para as regiões desabitadas da RMR, o que acarretou um projeto de urbanização da praia do Paiva. No último ano, a construção civil local cresceu em ritmo acelerado e novos projetos para a construção de resorts e condomínios de luxo já estão sendo executados, muitos destes, nas margens da faixa da praia onde se encontram os recifes estudados. Sendo assim, a urgência na execução de pesquisas e levantamentos das comunidades, não só ictiológicas, se eleva, tendo em vista que a crescente exploração da região pode causar o desaparecimento de muitas espécies e trazer desequilíbrio ambiental à área. A realização deste trabalho tem como motivação primeira a geração de um banco de dados sobre a ictiofauna da região de interesse, antes que a exploração imobiliária possa gerar consequências mais drásticas sobre ela; segundo, a produção de dados científicos sobre uma área biologicamente rica e não estudada.

1.3 Objetivos

1.3.1 Geral

Gerar dados sobre a composição e estrutura trófica das comunidades de peixes nos recifes da praia do Paiva.

1.3.2 Específicos

- Caracterizar a topologia e o substrato das piscinas recifais em questão;
- Inventariar as espécies de peixes que ocorrem na área recifal selecionada;
- Levantar dados acerca da abundância relativa, frequência de ocorrência, riqueza e diversidade;
- Descrever a estrutura trófica da comunidade dos peixes associada.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

2.1.1 Clima, posicionamento geográfico.

A região litorânea do Estado de Pernambuco encontra-se na faixa de clima tropical úmido que se estende do litoral Potiguar ao litoral Baiano. As temperaturas dessa região variam entre 23°C e 32°C, com precipitação média de 1500 mm/ano (APAC, 2012). Duas estações são bem definidas, uma seca (Primavera e Verão), de Setembro a Março, e outra chuvosa (Outono e Inverno), de Abril a Julho.

A região metropolitana do Recife, capital do Estado de Pernambuco, possui uma linha de costa com aproximadamente 20 km, que engloba as praias do Paiva, Candeias, Piedade, Boa Viagem e Pina, entre outras, com temperatura da água variando entre 24°C e 30°C, durante o verão (Fischer *et al.*, 2009). Esta região inclui 14 municípios (Figura 1 – 08° 34' S e 34° 52' W), entre os quais se encontra Cabo de Santo Agostinho, município onde está situada a praia do Paiva, esta entre as coordenadas 08°07'30"S e 35°00'55"W, abrangendo uma área de aproximadamente 553 ha (Sacramento *et al.*, 2007). Esta praia fica inserida em uma região que está sob a influência direta do complexo portuário de Suape (distrito de Cabo de Santo Agostinho) e do estuário formado pelos rios Jaboatão e Pirapama (Noriega *et al.*, 2005).

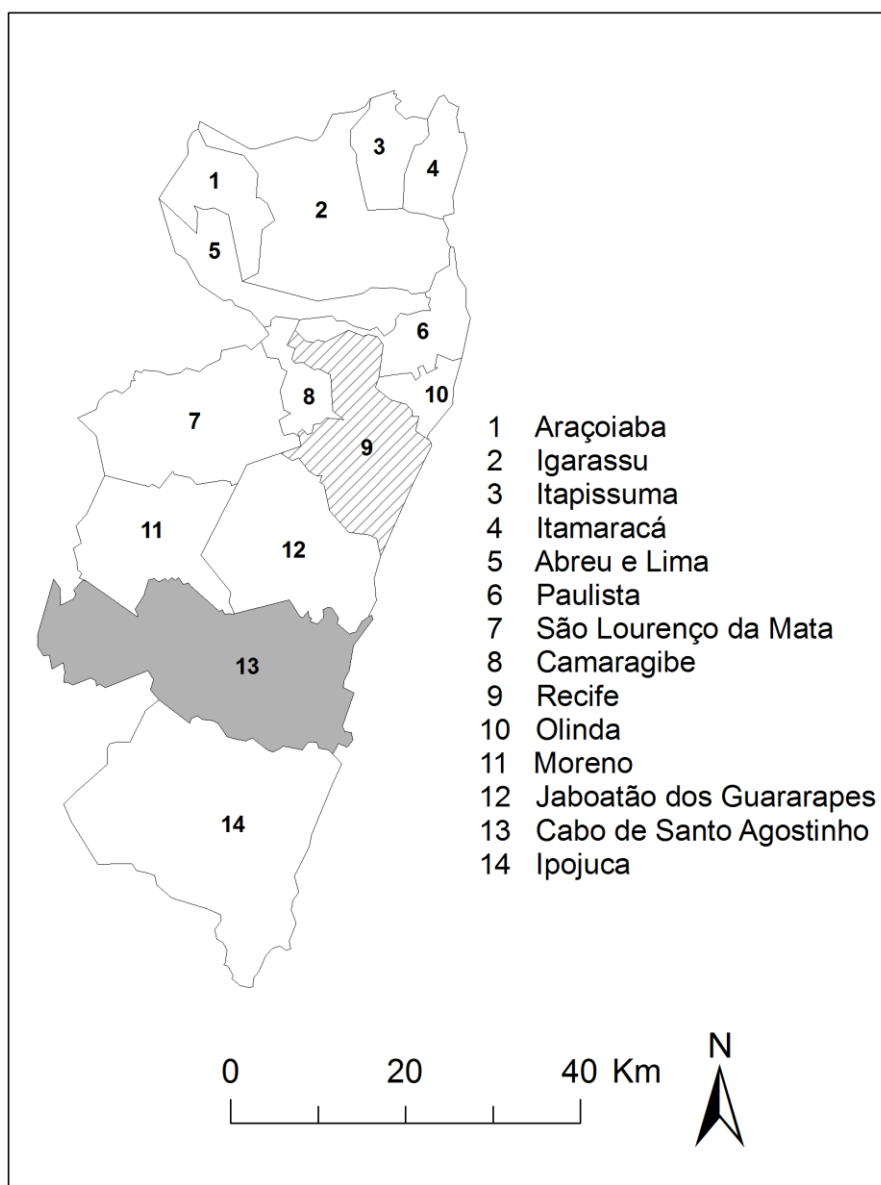


Figura 1. Área da Região Metropolitana do Recife e seus municípios componentes. Em destaque Recife (Listras) e Cabo de Santo Agostinho (Cinza escuro), dados IBGE

2.1.2 Posicionamento e caracterização das piscinas estudadas

As piscinas estudadas nesse trabalho estão localizadas na zona mediolitoral da costa pernambucana, dentro do complexo recifal da praia do Paiva, situado no município de Cabo de Santo Agostinho (Figura 2), as quais foram classificadas como piscinas abertas e fechadas.

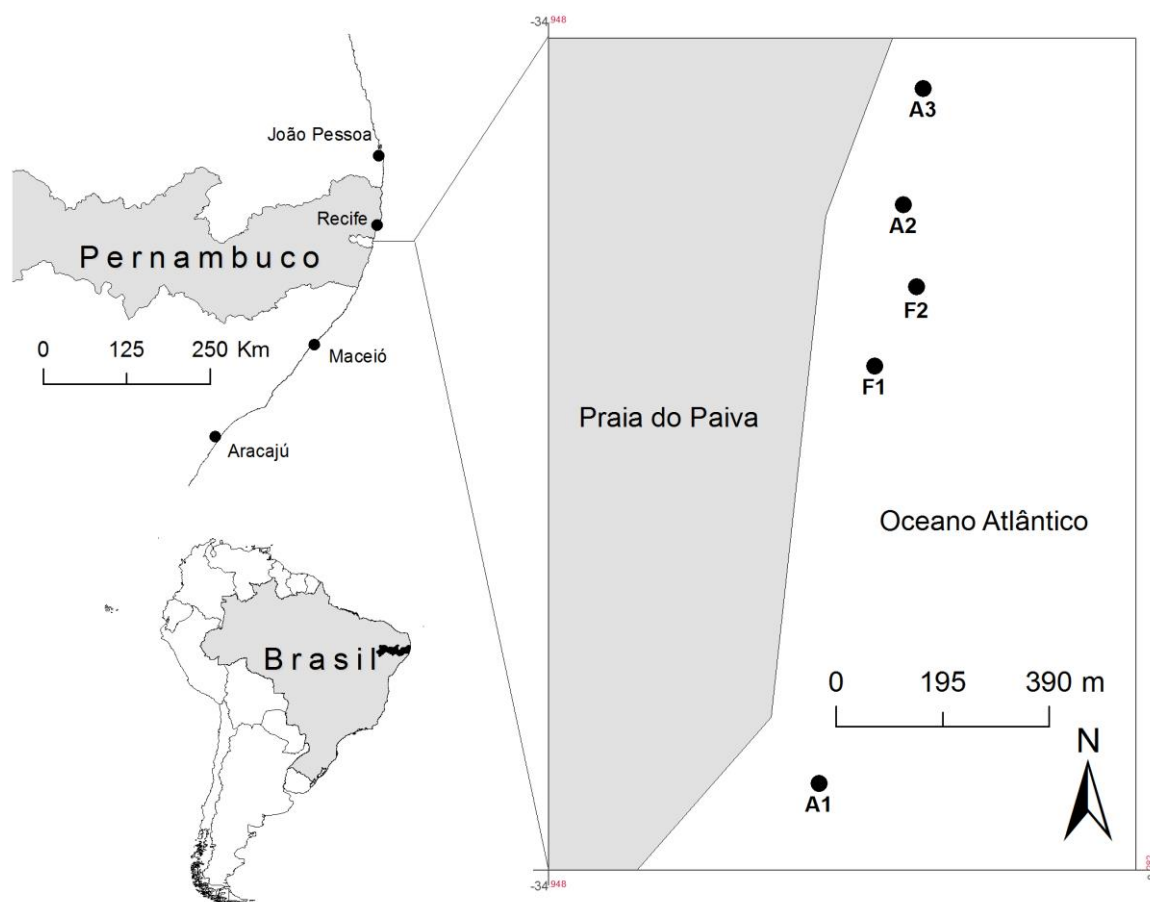


Figura 2. Área de estudo e seu posicionamento geográfico; no detalhe, a praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE, com destaque para localização das piscinas estudadas. (A1, A2 e A3: Piscinas Abertas 1, 2 e 3; F1 e F2, Piscinas Fechadas 1 e 2)

Foram consideradas abertas as piscinas que não perdem conexão com o mar, mesmo em marés muito baixas. Por possuírem tal característica, essas piscinas tendem a apresentar uma menor variação da temperatura e mudanças menos drásticas nas condições físico-químicas da água. Espera-se também que ocorra um fluxo de indivíduos entrando e saindo da piscina, principalmente de carnívoros e herbívoros não territorialistas, em busca de alimento. Deve-se notar, entretanto, que a capacidade de locomoção que as espécies possuem não é mesma, e que, portanto, esse fluxo não funcionará igualmente para todas elas,

Foram classificadas como fechadas aquelas que ficam totalmente cercadas por formações rochosas que ocasionam uma desconexão hídrica de superfície com o mar aberto durante o período de baixa-mar. São elas que apresentam os efeitos característicos do isolamento de corpos d'água no ambiente recifal, tais como

aumento da temperatura e salinidade e outras mudanças físico-químicas acentuadas da água (Davenport e Woolmington, 1981).

De forma geral, o substrato de todas as piscinas é predominantemente composto por elementos não bióticos, com areia e rocha; em menor proporção, ocorrem algas e animais marinhos, como ouriços-do-mar, facilmente observados nas paredes das piscinas.

2.1.2.1 Piscinas abertas

Nesse trabalho foram amostradas três piscinas abertas, nomeadas A1, A2 e A3, cada uma com suas características e peculiaridades.

A piscina aberta 1 (**A1**, Figura 3), localizada a $08^{\circ} 16' 49.0''\text{S } 34^{\circ} 56' 45.8''\text{W}$, é uma formação com área aproximada em 240 m^2 , conectada ao oceano pela sua face leste. Possui uma profundidade média de 0,9 metros e a maior parte do substrato é composto principalmente por areia e pedras esparsas, o restante composto de algas e ouriços.



Figura 3. Visão geral da piscina aberta, A1, praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. Foto: Rafael S. Dantas

A formação denominada Piscina Aberta 2 (**A2**, Figura 4) está localizada a $08^{\circ} 16' 14.6''\text{S } 34^{\circ} 56' 40.8''\text{W}$ e compreende uma área aproximada de 1080 m^2 . Permanece totalmente conectada com o mar, mesmo nas marés mais baixas,

apresentando profundidade média de 0,7 metros. Possui o substrato predominantemente composto por areia e pedras, com presença de ouriços e algas.



Figura 4. Visão geral da piscina aberta, A2, praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. Foto: Rafael S. Dantas

A Piscina Aberta 3 (**A3**, Figura 5) está localizada a $08^{\circ} 16' 07.7''S$ $34^{\circ} 56' 39.6''W$, possui área aproximada em 440 m^2 . A profundidade média observada foi de 0,75 metros e sua conexão com o oceano se dá na face nordeste da piscina, através de uma passagem rasa (aproximadamente 0,2 metros) e estreita (10 metros de largura). Apresenta leve predominância de componentes não bióticos e de algas na composição do substrato, podendo ser notada também a presença de corais escleraquitíneos.



Figura 5. Visão geral da piscina aberta, A3, praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. Foto: Rafael S. Dantas

2.1.2.2 Piscinas Fechadas

Foram selecionadas duas piscinas fechadas, denominadas Piscina Fechada 1 e Piscina Fechada 2 (**F1** e **F2**, respectivamente).

A **F1** (Figura 6), localizada a $08^{\circ} 16' 24.2''\text{S}$ $34^{\circ} 56' 42.5''\text{W}$, corresponde a uma área aproximada de 320 m^2 . Esta piscina tem profundidade média de 0,85 metros, sendo observada a predominância de componentes não bióticos (areia e pedras) na composição do substrato, além de grande quantidade de algas e menor quantidade de esponjas.



Figura 6. Visão geral da piscina fechada, F1, praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. Foto: Rafael S. Dantas

Por fim, a **F2** (Figura 7), localizada a $08^{\circ} 16' 19.5''\text{S}$, $34^{\circ} 56' 40.0''\text{W}$, ocupa uma área de aproximadamente 960 m^2 . Apresenta uma profundidade média de 0,98 metros e a composição relativa do substrato mostra a mesma tendência apresentada nas demais piscinas, com predominância de areia e pedras, além de grande quantidade de algas.



Figura 7. Visão geral da piscina fechada, F2, praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. Foto: Rafael S. Dantas

2.2 Período de coleta de dados, marés.

Durante os meses de setembro e dezembro de 2011 foram realizadas coletas-piloto objetivando testar a metodologia e a identificação das espécies de peixes que ocorrem na área em estudo. Para a coleta de dados, foram realizadas expedições diurnas, em marés baixas de sizígia, no período compreendido entre os meses de janeiro e junho de 2012.

A amplitude das marés foi obtida consultando a tábua disponível no endereço eletrônico www.mar.mil.br/dhn/chm/tabuas/index.htm, que tem como base o complexo portuário de Suape. Como os mergulhos foram realizados na baixa-mar, o início dos mesmos aconteceu sempre 30 minutos antes do horário do estofa de baixa-mar, estimado pela Diretoria de Hidrografia e Navegação, a partir do ponto destacado acima.

2.3 Levantamento da Ictiofauna.

2.3.1 Censos visuais e busca intensiva

Foi utilizada a metodologia adaptada do *Reefcheck*, com transecto de faixa para peixes. Este método consiste na utilização de trenas de 10m de comprimento ao longo da qual são contados (Censo Visual) os indivíduos que estiverem 2 metros

à direita e 2 metros à esquerda da trena (Figura 8). Os transectos foram estabelecidos nas piscinas sob a seguinte classificação: “do centro” da piscina, transectos estabelecidos entre um e dois metros de profundidade, localizados distantes da margem do corpo d’água estudado; e “de margem” da piscina, transectos estabelecidos entre 0.5 e um metro de profundidade e mais próximos da margem do corpo d’água estudado.

Ao longo da trena, o mergulhador anota em uma prancha de PVC, projetada para este fim (Figura 9), os dados de abundância relativos às espécies observadas.

Para a observação, o pesquisador nada de forma contínua e vagarosamente ao longo do transecto, anotando o que foi observado na prancha de PVC. As amostragens foram iniciadas 5 minutos após a colocação da trena, com a finalidade de reduzir a influência da presença do pesquisador sobre o objeto amostrado.

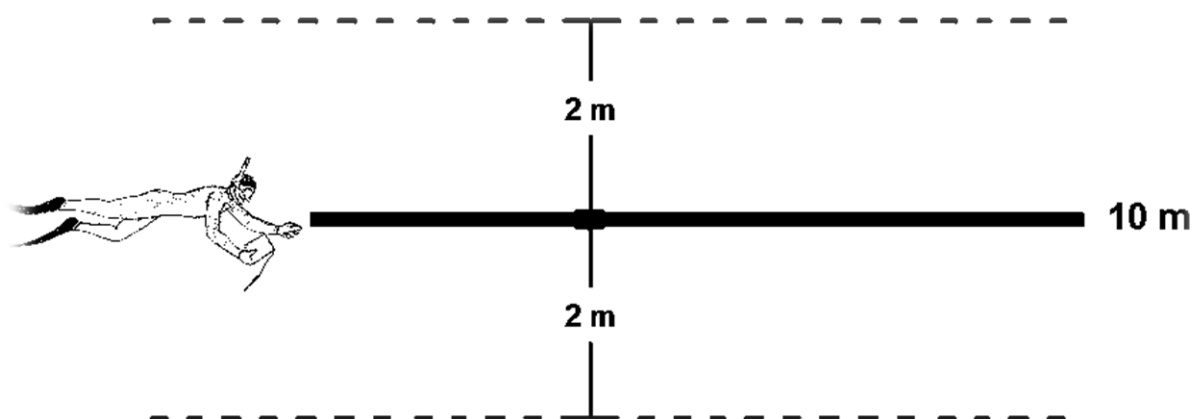


Figura 8. Desenho esquemático da metodologia de censo visual através de transectos realizados nas piscinas de maré da praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. **Ilustração:** Helder C. Lima

Piscina:	Visibilidade:
Hora:	
Data:	Rugosidade:
Espécies / abundância	Obs

Figura 9. Modelo de prancheta utilizada para registro dos dados obtidos através dos censos visuais e busca intensiva, aplicados em piscinas de maré da praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.

A metodologia adotada buscou coletar o máximo possível de informações acerca de quais espécies de peixes recifais ocorrem na área a ser estudada. Para tanto, foram também realizadas observações livres (busca intensiva) em todos os locais amostrados para complementar qualitativamente o registro de espécies não observadas através do método de transecto/censo visual. A técnica de busca intensiva consiste no rastreamento de toda a área, explorando a maior diversidade de habitats possíveis, anotando-se as espécies avistadas, assim como aspectos comportamentais. As coletas de busca intensiva foram conduzidas sempre pelo mesmo mergulhador e se iniciaram com pelo menos 30 minutos de antecedência ao horário de baixa-mar, de forma a permitir ao pesquisador ter tempo suficiente para a realização das observações. Foi feita uma exploração exaustiva de todas as regiões acessíveis das piscinas, registrando as espécies encontradas e suas frequências nas pranchas de PVC.

Tanto os censos visuais quanto a busca intensiva não requerem o uso de equipamentos sofisticados, minimizam alterações nos resultados decorrentes da ação do pesquisador no ambiente, e não pressupõe coletas de indivíduos. Os

métodos não destrutivos de censo visual recebem críticas com relação à sua precisão na estimativa do tamanho, número de indivíduos presentes no ambiente e no registro de espécies crípticas (Gibson, 1999; Ackerman e Bellwood, 2000; Willis, 2001), apesar de não resultar em diferenças significativas em relação aos resultados obtidos a partir do uso de metodologias consideradas destrutivas (Gibson, 1999; Griffiths, 2000).

2.3.2 Identificação da ictiofauna, estruturação trófica.

Foi realizada a identificação visual em campo, ao seu nível específico, seguindo literatura especializada (Humann e Deloach, 2002; Reefnet, 2007). Os indivíduos dos quais não foi possível a identificação visual em campo foram fotografados através de câmera digital acoplada a caixa estanque para posterior identificação no laboratório.

A categorização trófica das espécies estudadas seguiu Honório *et al.* (2010), conforme apresentado na Tabela I. A inclusão de cada espécie em determinada categoria trófica foi baseada na informação disponível na literatura científica acerca dos hábitos alimentares das espécies registradas (Humann e Deloach, 2002; Reefnet, 2007; Froese e Pauly, 2011).

Tabela I. Categorias tróficas, segundo Honório *et al.* (2010).

Categoria Trófica	Código	Dieta
HERBÍVOROS		
Herbívoros Territorialistas	HET	Algas e Macroalgas, detritos.
Herbívoros não Territorialistas	HNT	Algas e Macroalgas, detritos.
CARNÍVOROS		
Carnívoros Generalistas	CGE	Peixes e invertebrados diversos
Predadores de Invertebrados Móveis	PIM	Invertebrados bentônicos móveis
Predadores de Invertebrados Sésseis	PIS	Invertebrados bentônicos sésseis
Piscívoros	PSC	Peixes
OUTROS		
Onívoros	ONI	Organismos diversos
Zooplancívoros	ZPL	Macro e microzooplâncton

2.4 Descrição Ambiental.

2.4.1 Visibilidade, Profundidade e Complexidade estrutural.

Em todos os transectos foram averiguadas a visibilidade, a profundidade e a complexidade estrutural.

A visibilidade foi calculada através da metodologia proposta por Dominici-Arosemena *et al.* (2005), na qual a visibilidade horizontal é obtida pela medição da distância máxima na qual uma placa de PVC branca é visualizada por outro mergulhador, como mostrado na Figura 10.

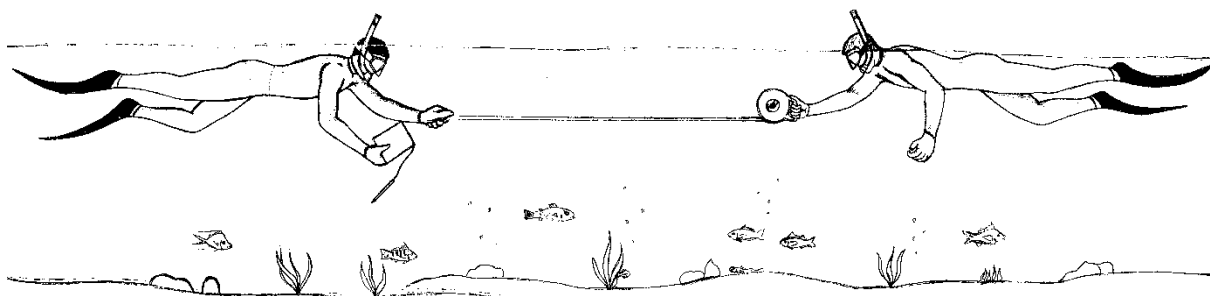


Figura 10. Desenho esquemático do procedimento referente à metodologia utilizada na medição da visibilidade das piscinas na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. **Ilustração:** Helder C. Lima

A profundidade foi obtida com o auxílio de uma trena e foi medida no marco zero de cada transecto. Na possibilidade em que o ponto não apresentou a profundidade mínima exigida para realização do transecto, a profundidade observada foi registrada e o transecto movido para uma nova posição, onde novamente a profundidade foi avaliada.

Os valores da complexidade estrutural foram obtidos através de uma adaptação da metodologia proposta por Luckhurst e Luckhurst (1978), na qual uma corrente de dois metros foi posicionada aleatoriamente ao lado direito do transecto, disposta linearmente e seguindo o mais fielmente possível os contornos do substrato. A posição de colocação da corrente foi determinada através de sorteio com um dado. Um entre cinco possíveis pontos de partida para o seu posicionamento no substrato (0m, 2m, 4m, 6m e 8m) foi selecionado através do

sorteio. No caso do resultado do sorteio ser a face 6 do dado, novo sorteio foi realizado até selecionar uma das faces possíveis. Posteriormente, foi realizada uma medição linear da extensão espacial ocupada pela corrente assim disposta, e comparada ao tamanho de sua extensão linear real (dois metros); a razão dessas duas medidas origina o índice de complexidade estrutural ou índice de rugosidade ($IC = EO/ET$), onde o IC é o índice de complexidade, EO é a extensão espacial ocupada e ET é a extensão espacial total.

2.4.2 Cobertura bentônica

Para estimativa da cobertura bentônica foi executada a metodologia de fotoquadrados, modificada a partir da proposta de Francini-Filho *et al.* (2008), com algumas adaptações para melhor se adequar ao ambiente. A abundância relativa de cada categoria do substrato foi estimada com a utilização de um mosaico de quatro imagens digitais de alta resolução que formam um quadrado de 30 cm x 30 cm (Figura 11).

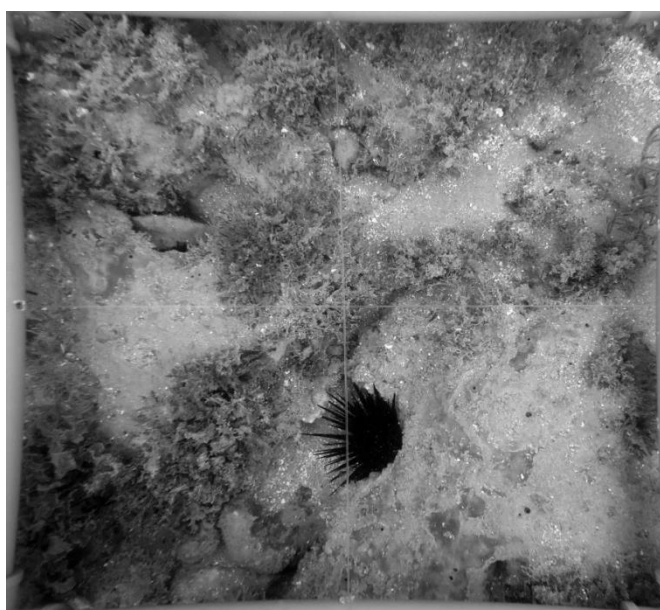


Figura 11. Exemplo do quadrado utilizado para determinação da posição das imagens de alta definição referentes aos fotoquadrados realizados nas piscinas da praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.

Com a utilização do *software Coral Point Count with Excel extensions* (CPCe), (Kohler e Gill, 2006), 25 pontos foram posicionados aleatoriamente sobre cada imagem digital, totalizando 100 pontos por quadrado. Estes foram posicionados

seguindo a linha do transecto a partir do ponto inicial de cada um dos grupos de dois metros que o formam, contabilizando cinco quadrados por transecto (Figura 12).

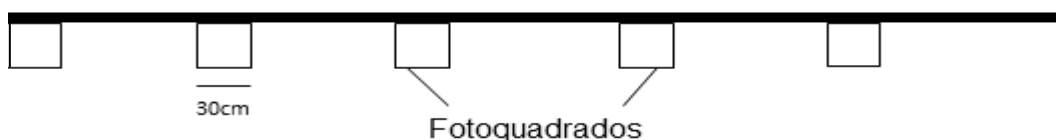


Figura 12. Esquema do posicionamento dos quadrados ao longo dos transectos.

Além do descrito acima, o CPCe também calcula a porcentagem de cada componente do substrato, parâmetros estatísticos e ecológicos, gerando planilhas em formato Microsoft Excel. As categorias do substrato foram classificadas como segue na Tabela II.

Tabela II. Classificação dos substratos observados na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE

Categorias do substrato	Códigos
Gramma Marinha	GRMA
Corais	CORA
Ouriços	OURI
Esponjas	ESPO
Outros Invertebrados	OUIIN
Alga Calcária Articulada	ACAR
Alga Calcária Incrustante	ACIN
Macroalga	MACR
Alga Turf	TURF
Substrato Base	SUBA

2.5 Descritores da Comunidade.

2.5.1 Abundância e Frequência de ocorrência.

A abundância e frequência das espécies e Famílias observadas foram calculadas para descrever os padrões gerais da comunidade íctica, de acordo com o que foi utilizado por Feitoza (2001).

Os valores absolutos de indivíduos observados de cada espécie foram utilizados para os cálculos das categorias de abundância relativa, ($AR = AA/n \times 100$), onde AR é a abundância relativa (%), AA é a abundância absoluta e n é o número total de indivíduos de todas as espécies. A frequência de ocorrência foi calculada utilizando-se o número de vezes que as espécies apareceram em transectos, dividido pelo número total de transectos ($FO = Fobs/N \times 100$), onde FO é a frequência de ocorrência (%), Fobs, frequência de ocorrência observada em transectos, e N, o número total de transectos. Os resultados foram classificados de acordo com o que está apresentado na Tabela III.

Tabela III. Ranking da frequência de ocorrência (FO) e abundância relativa (AR) utilizado na classificação das espécies de peixes recifais na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.

Frequência de Ocorrência		Abundância Relativa	
Muito comuns	FO > 80%	Muito abundantes	AR > 10%
Comuns	FO = 51% - 80%		
Ocasionais	FO = 21% - 50%	Abundantes	AR = 2% - 10%
Incomuns	FO = 5% - 20%		
Raras	FO < 5%	Pouco abundantes	AR < 2%

2.5.2 Densidade

Os dados de abundância foram ainda transformados em densidade (indivíduos/m²) visando padronizar as unidades e permitir comparações entre as piscinas, as quais possuem áreas diferentes e, portanto, comportaram número diferente de transectos. Todas as análises listadas e definidas a seguir foram conduzidas usando como base os valores transformados em densidade.

2.5.3 Diversidade, Riqueza e Equitabilidade.

A caracterização da estrutura da comunidade e a comparação entre as piscinas foram realizadas com base nos seguintes índices:

- Diversidade de Shannon-Wiener: (H'): $H' = - \sum_{i=1}^S \left[\left(\frac{n_i}{n} \right) \times \left(\ln \left(\frac{n_i}{n} \right) \right) \right]$, onde n_i é o número de indivíduos pertencentes a i ésima espécie de S espécies e n é o número total de indivíduos na amostra;
- Riqueza de Margalef: $R = S - \frac{1}{\ln(n)}$, onde S representa o número total de espécies registradas e n o número total de indivíduos;
- Equitabilidade: $J = \frac{H'}{\ln(S)}$, onde J se refere ao padrão de distribuição dos indivíduos entre as espécies e S o número total de espécies registradas;

2.6 Análises

Todas as análises foram conduzidas seguindo as recomendações de Normando *et al.* (2010). As análises foram escolhidas com base nos tipos de respostas que se espera obter delas e nos tipos e quantidades de variáveis necessárias para a sua realização.

2.6.1 Análise de Variância

Análise de Variância fatorial com interação foi utilizada para comparar a diversidade, equitabilidade, riqueza, densidade total, a densidade das espécies mais representativas (aquelas que juntas somam pelo menos 90% de toda a densidade de peixes), a densidade das categorias tróficas e as variáveis ambientais (rugosidade, visibilidade, profundidade), tendo como fatores de interesse as piscinas estudadas, sua classificação como aberta e fechada e a área da piscina onde o transecto foi posicionado (centro e margem). Adicionalmente, caso detectadas diferenças significativas, foi realizado o teste a posteriori de Student-Newman-Keuls (SNK) para verificar quais grupos de amostras eram diferentes entre si. Todas as análises foram conduzidas respeitando-se a premissa de homogeneidade de

variâncias, sendo realizada a transformação logarítmica [$\log (X + 1)$] dos dados, quando necessário. Foi utilizado o *software* STATISTICA 10.0.

2.6.2 nMDS – Escalonamento Multidirecional não-Métrico

Para examinar os padrões de similaridade entre matrizes de dados, tendo como atributos as densidades por espécie dentro de cada amostra, foi utilizado o escalonamento multidimensional não métrico (nMDS). Os dados de densidade sofreram uma transformação logarítmica [$\log (X + 1)$], sendo posteriormente calculada uma matriz de similaridade entre amostras, utilizando-se a distância de Bray-Curtis. Ao contrário de outros métodos de ordenação, o nMDS conserva a proporcionalidade da ordenação dos objetos, representando-os em um número específico de dimensões (Kruskal, 1964). Como padrão, obtêm-se um valor de Stress que não deve exceder 0,20, visando obter uma ordenação dentro dos limites propostos.

2.6.3 ANOSIM – Análise de Similaridade

A Análise de similaridade (ANOSIM) proporciona um meio de testar estatisticamente se há diferenças significativas entre dois ou mais grupos ou unidades de dados multivariados (Clarke, 1993). Utilizou-se para esta análise a mesma matriz de similaridade gerada na análise mencionada anteriormente, testando-se as diferenças entre as piscinas e a característica de cada uma, através de um modelo ANOSIM. Esta análise fornece dois valores para interpretação das similaridades entre os grupos, o R Global (quanto mais próximo de 1, mas distintos são os grupos comparados – (Clarke e Warwick, 2001) e o p-valor. As análises de nMDS e ANOSIM foram realizadas através do *software* PRIMER β 6.0 .

2.6.4 CCA – Análise de Correspondência Canônica

A análise de correspondência canônica (CCA) foi utilizada para visualizar e descrever a relação entre as espécies de peixes e as variáveis ambientais. Este método de ordenação auxilia o entendimento de como múltiplas espécies respondem simultaneamente a fatores ambientais. Para realização da CCA, a matriz

original de dados relativos às espécies foi submetida previamente a uma redução – a eliminação daquelas que apresentaram frequência de ocorrência menor que 10%, visando reduzir o ruído nas análises (Legendre e Legendre, 2012). Posteriormente, esta matriz foi submetida a uma transformação $[\log (X + 1)]$. A matriz de dados ambientais foi submetida ao teste de Monte Carlo para avaliar a significância de cada uma das variáveis que a compõe, e apenas aquelas que apresentaram relação significativa com a distribuição das espécies de peixes foram selecionadas. A análise foi conduzida utilizando-se o *software* CANOCO for Windows 4.5.

3 RESULTADOS

3 RESULTADOS

3.1 Fatores ambientais e Composição do Substrato

Os resultados da análise de variâncias dos valores da complexidade estrutural não foram significativamente diferentes, quando comparado entre os fatores (Piscina, Classificação e Área – Tabela IV). A complexidade média nas cinco piscinas foi $0,85 \pm 0,1$, sendo o valor médio mais alto registrado na piscina A2.

Os valores da visibilidade diferiram significativamente em relação às Piscinas, mas o mesmo não ocorreu quando comparados à Classificação e à Área (Tabela IV). Apesar de não resultar em formação de grupos distintos entre as piscinas, o teste SNK mostrou a piscina F2 com maiores valores de visibilidade, os menores tendo sido registrados na piscina A1 (SNK: F2=A3=A2=F1=A1).

Os valores da profundidade também variaram significativamente entre as piscinas, além de apresentarem diferenças também em relação à área da piscina. Não foi observada diferença significativa entre os valores da profundidade e a classificação das piscinas (Tabela IV). O teste SNK mostrou que há separação distinta de grupos de piscinas e que as amostras de centro são mais profundas que as amostras de margem. (SNK: F1=A1=A3>A1=A3=F2=A2)

Tabela IV. Análise de variância mostrando o efeito das piscinas, classificação e área da piscina nos Fatores ambientais registrados da praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.

Fatores ambientais	Piscina		Classificação		Área	
	F	p	F	p	F	p
Visibilidade	2.74	*	1.96	ns	0.74	ns
Rugosidade	1.93	ns	1.54	ns	1.46	ns
Profundidade	3.51	*	0.49	ns	157.73	***

*, $p < 0,05$; **, $p < 0,01$; ***, $p < 0,001$; ns, Não Significativo.

A porcentagem da cobertura bentônica foi estimada a partir de 375 fotoquadrados ($33,75 \text{ m}^2$ de área amostrada). Não houve diferença significativa entre as piscinas em relação à composição geral da cobertura do substrato (ANOSIM, R-Global: 0,08, p -valor: 0,58).

A ANOVA aplicada às categorias isoladas de substrato detectou diferença significativa da categoria TURF entre as piscinas estudadas (Tabela V), mesmo que

sem distinção de grupos específicos definidos pelo teste SNK ($A1=F2=A3=F1=A2$). Também foi possível detectar diferenças significativas das categorias TURF e SUBA entre o conjunto de piscinas abertas e aquele de piscinas fechadas. O teste *a posteriori* SNK evidenciou que as piscinas fechadas possuem maior cobertura de TURF que as piscinas abertas, ao passo que estas possuem áreas maiores de substrato base.

Tabela V. Análise de variância mostrando o efeito das piscinas, classificação e área da piscina nas Categorias tróficas registradas na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.

Categorias do substrato	Piscina		Classificação		Áreas	
	F	p	F	p	F	p
Gramma Marinha	1.40	ns	2.33	ns	0.21	ns
Corais	0.73	ns	0.62	ns	0.34	ns
Ouriços	1.16	ns	1.14	ns	0.84	ns
Esponjas	0.54	ns	1.14	ns	2.26	ns
Outros Invertebrados	0.67	ns	0.00	ns	1.25	ns
Alga Calcária Articulada	0.85	ns	2.17	ns	0.63	ns
Alga Calcária Incrustante	0.77	ns	0.93	ns	2.43	ns
Macroalga	2.20	ns	2.78	ns	0.07	ns
Alga Turf	4.13	**	4.51	*	1.63	ns
Substrato Base	2.06	ns	5.04	*	0.88	ns

*, $p < 0,05$; **, $p < 0,01$; ***, $p < 0,001$; ns, Não Significativo.

3.1 Levantamento da Ictiofauna e Estrutura da Comunidade

Considerando as amostragens de transectos e de busca intensiva, foram registradas 66 espécies pertencentes a 45 gêneros, 34 Famílias e 13 ordens (Tabela VI).

Tabela VI. Lista das espécies registradas nas piscinas de maré da praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE, acrescida do número de indivíduos (N), frequência de ocorrência (FO – C: Comuns; I: Incomuns; MC: Muito Comuns; O: Ocasionais; R: Raras), abundância relativa (AR – A: Abundantes; MA: Muito Abundantes; PA: Pouco Abundantes), categoria trófica (CT – CGE: Carnívoros generalistas; HET: Herbívoros territoriais; HNT: Herbívoros não territoriais; ONI: Onívoros; PIM: Predadores de invertebrados móveis; PIS: Predadores de invertebrados sésseis; PSC: Piscívoros; ZPL: Zooplantívoros) e Piscina onde a espécie foi observada. O asterisco indica espécies que foram observadas apenas na busca intensiva. A ordem das espécies segue a classificação proposta por Nelson (2006).

Família/Espécie	N	FO	AR	CT	Piscina
Dasyatidae					
<i>Dasyatis americana</i> Hildebrand & Schroeder, 1928	*				
Albulidae					
<i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	*				
Muraenidae					
<i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani, 1839	1	R	PA	PSC	F2
<i>Gymnothorax moringa</i> (Cuvier, 1829)	*				
<i>Gymnothorax vicinus</i> (Castelnau, 1855)	*				
Ophichthidae					
<i>Myrichthys ocellatus</i> (Lesueur, 1825)	2	R	PA	PIM	A2,F2
Synodontidae					
<i>Synodus sp.</i>	*				
Batrachoididae					
<i>Thalassophryne punctata</i> Steindachner, 1876	*				
Mugilidae					
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	17	R	PA	HNT	F1,F2
<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	*				
Atherinopsidae					
<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	4	R	PA	ONI	A2,F2
Hemiramphidae					
<i>Hemiramphus sp.</i>	9	I	PA		A2
Holocentridae					
<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	2	R	PA	PIM	F2
<i>Myripristis jacobus</i> Cuvier, 1829	3	R	PA	PIM	A3,F1
Scorpaenidae					
<i>Scorpaena brasiliensis</i> Cuvier, 1829	*				
<i>Scorpaena plumieri</i> Bloch, 1789	*				
Serranidae					
<i>Cephalopholis fulva</i> (Linnaeus, 1758)	2	R	PA	CGE	F2
<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	10	I	PA	CGE	A2,A3,F1,F2
<i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860)	*				
Apogonidae					
<i>Apogon americanus</i> Castelnau, 1855	1	R	PA	ZPL	A3
Carangidae					
<i>Carangoides bartholomaei</i> (Cuvier, 1833)	7	I	PA	PSC	A2,F1
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	*				

<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneide, 1801)	*					
Lutjanidae						
<i>Lutjanus alexandrei</i> Moura & Lindeman, 2007	4	I	PA	CGE		A3,F1,F2
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	*					
Gerreidae						
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	160	C	A	PIM		A1,A2,A3,F1,F2
Haemulidae						
<i>Anisotremus moricandi</i> (Ranzani, 1842)	47	I	PA	ONI		A1,A2,A3,F1
<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	*					
<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	28	I	PA	PIM		A1,A2,A3,F1,F2
<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830	63	I	PA	PIM		A2,A3,F1,F2
<i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)	238	C	A	PIM		A1,A2,A3,F1,F2
<i>Haemulon plumieri</i> (Lacepède, 1801)	21	I	PA	PIM		A2,A3,F2
<i>Haemulon squamipinna</i> Rocha & Rosa, 1999	*					
<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	58	I	PA	PIM		A2,F1,F2
Sciaenidae						
<i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier, 1830)	37	I	PA	ZPL		A1,A2,A3,F1,F2
<i>Pareques acuminatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	52	I	PA	PIM		A1,A2,A3,F2
Mullidae						
<i>Mulloidichthys martinicus</i> (Cuvier, 1859)	*					
<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)	18	I	PA	PIM		A2,A3,F1,F2
Pempheridae						
<i>Pempheris schomburgkii</i> Müller & Troschel, 1848	97	R	A	ZPL		A1,A2
Chaetodontidae						
<i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus, 1758	164	C	A	PIS		A1,A2,A3,F1,F2
Pomacanthidae						
<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787)	3	R	PA	PIS		A3,F1
Pomacentridae						
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	658	C	MA	ONI		A1,A2,A3,F1,F2
<i>Microspathodon chrysurus</i> (Cuvier, 1830)	3	R	PA	HET		A1,A2,A3
<i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier, 1830)	559	MC	MA	HET		A1,A2,A3,F1,F2
<i>Stegastes variabilis</i> (Castelnau, 1855)	288	C	A	HET		A1,A2,A3,F1,F2
Labridae						
<i>Halichoeres brasiliensis</i> (Bloch, 1791)	29	O	PA	PIM		A1,A2,A3,F1,F2
<i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner, 1867)	79	O	A	PIM		A1,A2,A3,F1,F2
Scaridae						
<i>Sparisoma axillare</i> (Steindachner, 1878)	261	C	A	HNT		A1,A2,A3,F1,F2
<i>Sparisoma frondosum</i> (Agassiz, 1831)	21	I	PA	HNT		A1,A2,A3,F1,F2
<i>Sparisoma radians</i> (Valenciennes, 1840)	*					
Blenniidae						
<i>Ophioblennius trinitatis</i> Ribeiro, 1919	10	I	PA	ONI		A1,A2,F2
Labrisomidae						
<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	27	O	PA	PIM		A1,A2,A3,F1,F2
<i>Malacoctenus sp.</i>	6	I	PA			A2,A3,F2
<i>Malacoctenus triangulatus</i> Springer, 1959	3	R	PA	PIM		A2

Gobiidae						
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i> Gill, 1863	17	I	PA	ONI	A2,A3,F2	
Ephippidae						
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	1	R	PA	PIS	F2	
Acanthuridae						
<i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau, 1855	333	O	A	HNT	A1,A2,A3,F1,F2	
<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)	4	I	PA	HNT	A2,A3	
<i>Acanthurus coeruleus</i> Bloch & Schneider, 1801	61	O	PA	HNT	A1,A2,A3,F1,F2	
Sphyraenidae						
<i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards, 1771)	*					
Bothidae						
<i>Bothus lunatus</i> (Linnaeus, 1758)	*					
Tetraodontidae						
<i>Sphoeroides greeleyi</i> Scopoli, 1777	6	I	PA	PIM	A3,F2	
<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	4	I	PA	PIM	F2	
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	6	R	PA	PIM	A3,F2	
Diodontidae						
<i>Diodon holocanthus</i> Linnaeus, 1758	2	R	PA	PIS	A2,A3	
<i>Diodon hystrix</i> Linnaeus, 1758	*					

A ordem Perciformes foi a mais representativa, perfazendo, sozinha, 66,7% (44 espécies) das espécies amostradas (Tabela VII). As ordens Rajiformes, Albuliformes, Atheriniformes, Aulopiformes, Batrachoidiformes, Beloniformes e Pleuronectiformes foram as menos representativas, com uma espécie cada.

Tabela VII. Lista de Ordens de peixes ocorrentes na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE com o respectivo número de espécies.

Ordens	Número de Espécies
Perciformes	44
Tetraodontiformes	5
Anguilliformes	4
Beryciformes	2
Mugiliformes	2
Scorpaeniformes	2
Albuliformes	1
Atheriniformes	1
Aulopiformes	1
Batrachoidiformes	1
Beloniformes	1
Pleuronectiformes	1
Rajiformes	1
Total	66

Haemulidae foi a Família com o maior número de espécies registradas (8 espécies), seguida de Pomacentridae (4), Acanthuridae (3), Carangidae (3), Labrisomidae (3), Muraenidae (3), Scaridae (3), Serranidae (3) e Tetraodontidae (3), que, juntas, correspondem a 50% das espécies amostradas (Figura 13).

■ Haemulidae □ Pomacentridae □ Serranidae ■ Labrisomidae
 ■ Muraenidae □ Carangidae ■ Scaridae ■ Acanthuridae
 □ Tetraodontidae ■ Outras

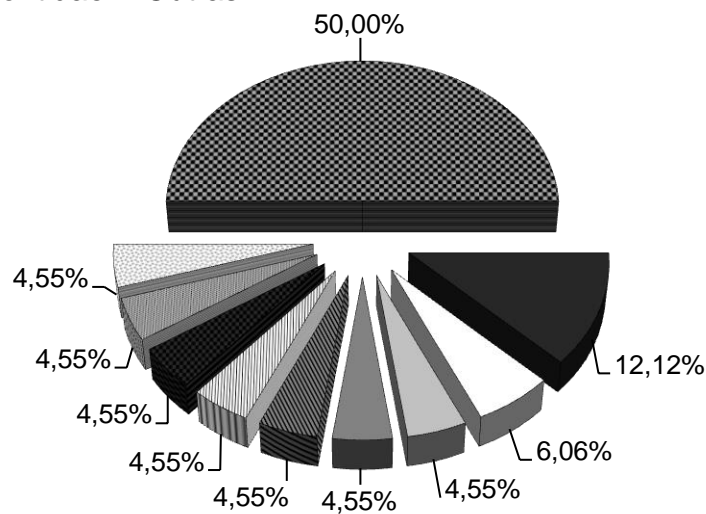


Figura 13. Porcentagem de Famílias de peixes registradas na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE, de acordo com o número de espécies.

As espécies *Chaetodipterus faber* e *Malacoctenus triangulatus* foram observadas exclusivamente nas amostragens de transectos; 20 espécies foram observadas apenas na amostragem de busca intensiva: *Albula vulpes*, *Anisotremus surinamensis*, *Bothus lunatus*, *Caranx latus*, *Dasyatis americana*, *Diodon hystrix*, *Gymnothorax moringa*, *Gymnothorax vicinus*, *Haemulon squamipinna*, *Lutjanus jocu*, *Mugil liza*, *Mulloidichthys martinicus*, *Mycteroperca bonaci*, *Oligoplites saurus*, *Scorpaena brasiliensis*, *Scorpaena plumieri*, *Sparisoma radians*, *Sphyaena barracuda*, *Synodus sp.* e *Thalassophryne punctata*; as demais 44 espécies foram registradas em ambos os tipos de amostragens.

Durante o período de coletas foram realizados 75 censos visuais em transectos distribuídos nas cinco piscinas selecionadas, perfazendo 3000 m² de área amostrada. Foram registrados 3.426 espécimes distribuídos em 46 espécies e 27

famílias, cinco delas com três ou mais espécies: Haemulidae (6), Pomacentridae (4), Acanthuridae (3), Labrisomidae (3) e Tetraodontidae (3); juntas, as cinco famílias citadas correspondem a 41,30% das espécies amostradas e 70,43% da abundância total. Dentre todas as espécies observadas, apenas 15 (32,60%) foram registradas em todas as cinco piscinas estudadas, duas foram visualizadas exclusivamente na A2, uma na A3 e cinco na F2; 23 espécies foram registradas em duas a quatro piscinas: 11 destas em duas piscinas, sete, em três piscinas e cinco, em quatro piscinas.

Stegastes fuscus e *Stegastes variabilis* foram as espécies mais frequentemente observadas nos transectos (88% e 80%, respectivamente), seguidas de *Abudefduf saxatilis* (76%), *Sparisoma axillare* (69,63%), *Eucinostomus melanopterus* (56%), *Chaetodon striatus* (54,67%), *Haemulon parra* (50,56%), *Acanthurus bahianus* (49,33%), *Halichoeres poeyi* (45,33%) e *Labrisomus nuchipinnis* (32%). As espécies que foram consideradas raras (< 5% de FO) foram: *Pomacanthus paru*, *Atherinella brasiliensis*, *Sphoeroides testudineus*, *Mugil curema*, *Microspathodon chrysurus*, *Myripristis jacobus*, *Malacoctenus triangulatus*, *Pempheris schomburgkii*, *Holocentrus adscensionis*, *Diodon holocanthus*, *Myrichthys ocellatus*, *Cephalopholis fulva*, *Gymnothorax funebris*, *Chaetodipterus faber* e *Apogon americanus*, as três últimas com apenas um indivíduo observado.

As dez espécies mais abundantes somam 82,28% da abundância total (números de indivíduos e abundância relativa entre parênteses – Tabela VI): *Abudefduf saxatilis* (658, 19,21%), *Stegastes fuscus* (559, 16,32%), *Acanthurus bahianus* (333, 9,72%), *Stegastes variabilis* (288, 8,41%), *Sparisoma axillare* (261, 7,62%), *Haemulon parra* (238, 6,95%), *Chaetodon striatus* (164, 4,79%), *Eucinostomus melanopterus* (160, 4,67%), *Pempheris schomburgkii* (97, 2,83%) e *Halichoeres poeyi* (79, 2,31%).

A piscina A3 foi a que apresentou os maiores valores dos índices de diversidade, equitabilidade e riqueza, ao passo que os menores valores para tais índices foram verificados na piscina A1 (Tabela VIII).

Tabela VIII. Diversidade, equitabilidade e riqueza referentes à ictiofauna das piscinas da praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.

Piscinas	Diversidade (H')	Equitabilidade (J')	Riqueza (d)
A1	2.24	0.75	3.22
A2	2.67	0.76	4.84
A3	2.82	0.81	4.98
F1	2.36	0.73	3.88
F2	2.46	0.69	4.82
Área total estudada	2.73	0.71	5.53

A ANOVA (Tabela IX) não resultou em diferença significativa nos testes feitos entre piscinas *versus* diversidade e piscinas *versus* riqueza, porém apresentou diferenças significativas na comparação entre piscinas *versus* equitabilidade. O padrão anterior também foi observado nas três variáveis quando comparadas as condições aberta ou fechada da piscina. Não foram observadas diferenças significativas entre a margem e o centro da piscina, em relação aos índices ecológicos.

Tabela IX. Análise de variância mostrando o efeito das piscinas, classificação e área da piscina nos índices ecológicos registrados na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.

Índices ecológicos	Piscina		Classificação		Área	
	F	p	F	p	F	p
Riqueza (d)	1.86	ns	0.15	ns	0.77	ns
Equitabilidade (J')	5.84	***	12.67	***	0.14	ns
Diversidade (H')	2.00	ns	0.48	ns	2.70	ns

*, p<0,05; **, p<0,01; ***p<0,001; ns, Não Significativo.

O teste a posteriori de SNK mostrou que as diferenças resultantes da ANOVA formam o agrupamento A2=A3=F2>A1=F1, na comparação equitabilidade *versus* piscinas, e que esta equitabilidade é maior nas piscinas abertas que nas fechadas.

A ANOVA evidenciou a existência de diferenças significativas nas distribuições de parte das espécies analisadas em relação às piscinas averiguadas: *Abudefduf saxatilis*, *Acanthurus bahianus*, *Acanthurus coeruleus*, *Anisotremus moricandi*, *Haemulon parra*, *Halichoeres poeyi*, *Pareques acuminatus*, *Pempheris schomburgkii*, *Sparisoma axillare*, *Stegastes fuscus* e *Stegastes variabilis*; apenas a distribuição da espécie *S. variabilis* apresentou diferenças significativas quando

compara espécies *versus* classificação. Por fim, nenhuma interação significativa foi observada na comparação espécies *versus* área (Tabela X).

Tabela X. Análise de variância mostrando o efeito da piscina, classificação e área da piscina na densidade dos peixes registrada na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.

Espécies	Piscina		Classificação		Área	
	F	p	F	p	F	p
<i>Abudefduf saxatilis</i>	23.25	***	0.01	ns	1.30	ns
<i>Acanthurus bahianus</i>	6.99	***	1.14	ns	2.63	ns
<i>Acanthurus coeruleus</i>	14.15	***	0.00	ns	0.33	ns
<i>Anisotremus moricandi</i>	3.03	*	1.64	ns	0.21	ns
<i>Chaetodon striatus</i>	1.51	ns	2.78	ns	0.34	ns
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	1.61	ns	0.91	ns	0.84	ns
<i>Haemulon parra</i>	3.95	**	0.14	ns	2.26	ns
<i>Haemulon steindachneri</i>	2.43	ns	1.46	ns	1.25	ns
<i>Halichoeres poeyi</i>	3.46	*	0.32	ns	0.63	ns
<i>Odontoscion dentex</i>	2.26	ns	0.38	ns	2.43	ns
<i>Pareques acuminatus</i>	2.95	*	1.68	ns	0.07	ns
<i>Pempheris schomburgkii</i>	3.77	**	1.06	ns	1.63	ns
<i>Sparisoma axillare</i>	6.79	***	0.13	ns	0.88	ns
<i>Stegastes fuscus</i>	21.83	***	0.09	ns	2.12	ns
<i>Stegastes variabilis</i>	4.04	**	6.64	*	1.37	ns

*, $p < 0,05$; **, $p < 0,01$; ***, $p < 0,001$; ns, Não Significativo.

O teste *a posteriori* de SNK (Tabela XI) evidenciou que, de modo geral, a piscina A1 é a que abriga os maiores valores de densidade de peixes, exceto nos casos das espécies *Acanthurus bahianus* e *Anisotremus moricandi*, que foram mais representativas nas piscinas F1 e A3, respectivamente. Os menores valores de densidade de peixes foram registrados na piscina A2 na maioria dos casos evidenciados nos testes, exceto no caso das espécies *A. moricandi*, *Pareques acuminatus*, *Pempheris schomburgkii* e *Stegastes variabilis*; a primeira foi menos abundante na piscina F2 e as demais, na piscina F1.

Na comparação entre espécies *versus* classificação, o teste SNK mostrou *S. variabilis* com maior densidade nas piscinas abertas, como pode ser visto na Tabela XI.

Tabela XI. Densidade de peixes de acordo com Piscinas, Classificação e Área, determinada por comparações *post-hoc* de Student–Newman–Keuls (SNK). Grupos estão arranjados em ordem decrescente de densidade de peixes.

Espécies	SNK		
	Piscinas	Classificação	Área
<i>Abudefduf saxatilis</i>	A1>F1=F2=A3>F2=A3=A2	ns	ns
<i>Acanthurus bahianus</i>	F1=A1>A3=F2=A2	ns	ns
<i>Acanthurus coeruleus</i>	A1>F1>A3=F2=A2	ns	ns
<i>Anisotremus moricandi</i>	A3=A1=F1=A2=F2	ns	ns
<i>Chaetodon striatus</i>	ns	ns	ns
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	ns	ns	ns
<i>Haemulon parra</i>	A1=F1>F1=A3=F2=A2	ns	ns
<i>Haemulon steindachneri</i>	ns	ns	ns
<i>Halichoeres poeyi</i>	A1=A3=F1=F2=A2	ns	ns
<i>Odontoscion dentex</i>	ns	ns	ns
<i>Pareques acuminatus</i>	A3=A1=F2=A2=F1	ns	ns
<i>Pempheris schomburgkii</i>	A1>A2=A3=F2=F1	ns	ns
<i>Sparisoma axillare</i>	A1>F1=A3=F2=A2	ns	ns
<i>Stegastes fuscus</i>	A1>F1>A3=F2=A2	ns	ns
<i>Stegastes variabilis</i>	A1=A3=A2>A2=F2=F1	Abertas>Fechadas	ns

ns, Não Significativo.

Os resultados obtidos através da ANOSIM não demonstraram a existência de separação de grupos distintos nas piscinas estudadas (R-Global: 0,34; p-valor 0,001; Stress: 0,18), apesar de apresentarem diferenças significativas entre as mesmas (Figura 14).

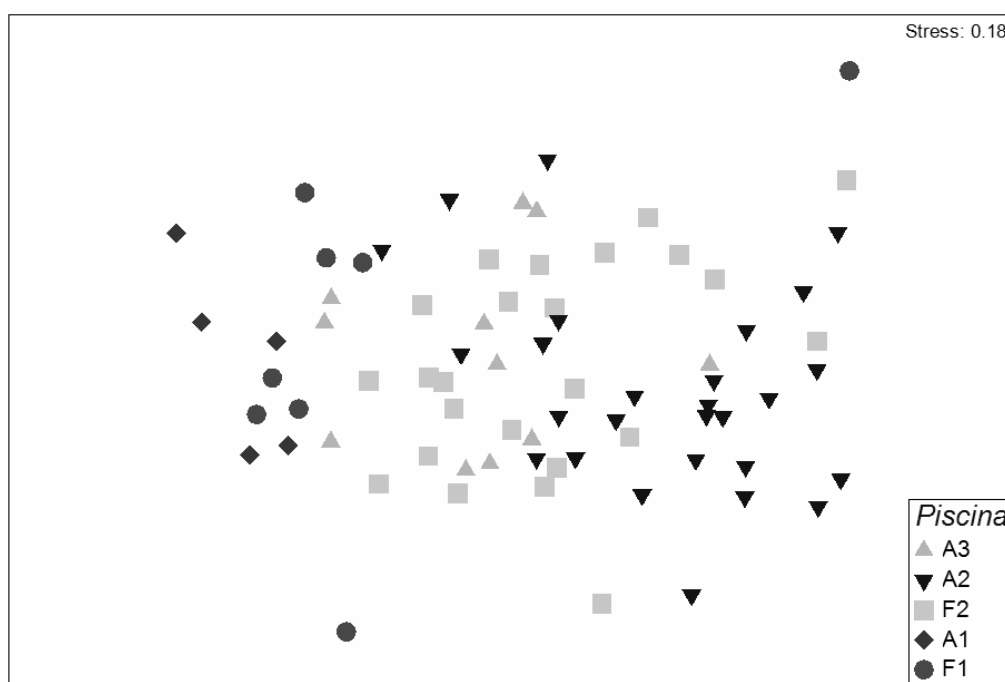


Figura 14. Representação gráfica da ordenação de nMDS, segundo a densidade das espécies versus piscinas.

Não foi notada presença de grupos distintos na comparação entre piscinas abertas e piscinas fechadas, apesar de terem sido observadas diferenças significativas na densidade das espécies nos dois tipos de classificação (R-Global: 0,05; p-valor 0,032; Stress: 0,18). (Figura 15)

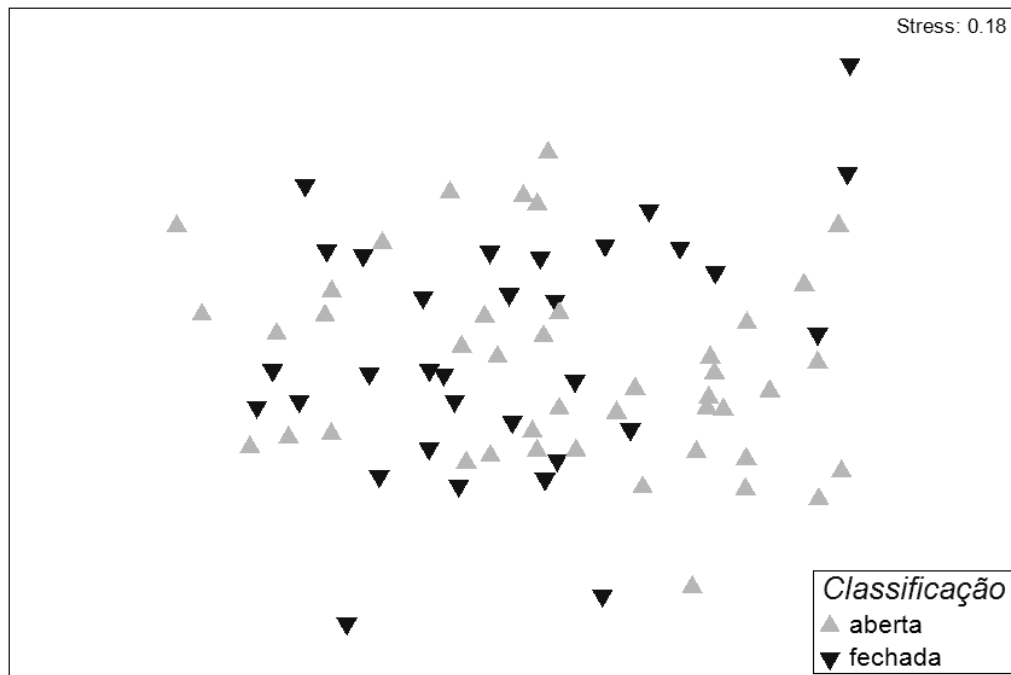


Figura 15. Representação gráfica da ordenação de nMDS, segundo a densidade das espécies *versus* classificação das piscinas.

Quando comparadas densidade de peixes *versus* áreas das piscinas, não foi registrada diferença significativa nem formação de grupos (R-Global: 0,036; p-valor 0,064; Stress: 0,18) (Figura 16).

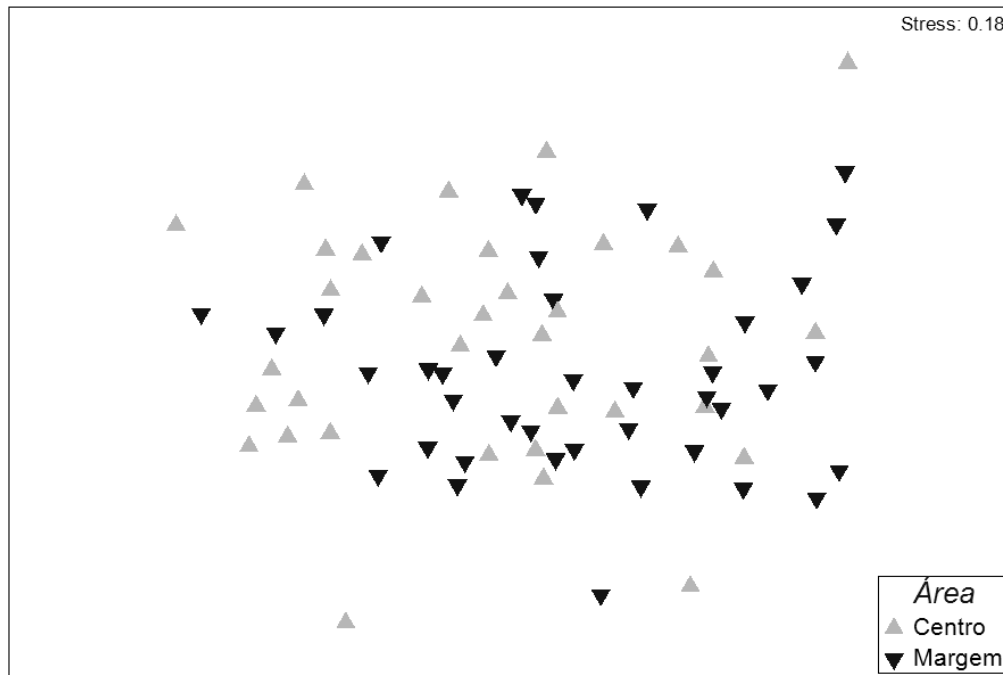


Figura 16. Representação gráfica da ordenação de nMDS, segundo a densidade das espécies versus área das piscinas.

A Análise de correspondência canônica encontrou seis variáveis significativas que, juntas, explicavam 42% da variação da distribuição das espécies peixes nas piscinas estudadas na praia do Paiva, sendo elas, em ordem de contribuição para a variação: Alga Calcária Incrustante, Algas Turf, Substrato Base, Complexidade Estrutural, Macroalgas e Visibilidade. A Figura 17 mostra a existência de dois eixos com forte influência na distribuição das espécies, um que envolve áreas com maior complexidade estrutural e grande quantidades de macroalgas, contra áreas com baixa complexidade e grandes quantidades de substrato base (areia e pedras); e outro envolvendo áreas com complexidade estrutural, quantidade de macroalgas e substrato base intermediárias, porém com grandes ou pequenas quantidades de algas calcárias incrustantes.

De um modo geral, as espécies de peixes distribuíram-se em áreas intermediárias em relação às variáveis ambientais, com exceção das espécies *Pempheris schomburgkii* e *Haemulon steindachneri*. A primeira parece distribuir-se em áreas com maior quantidade de areia, menores quantidades de macroalgas e menor complexidade estrutural, ao passo que a segunda distribuiu-se em áreas com

relativa quantidade de macroalgas e elevada quantidade de algas incrustantes (Figura 17).

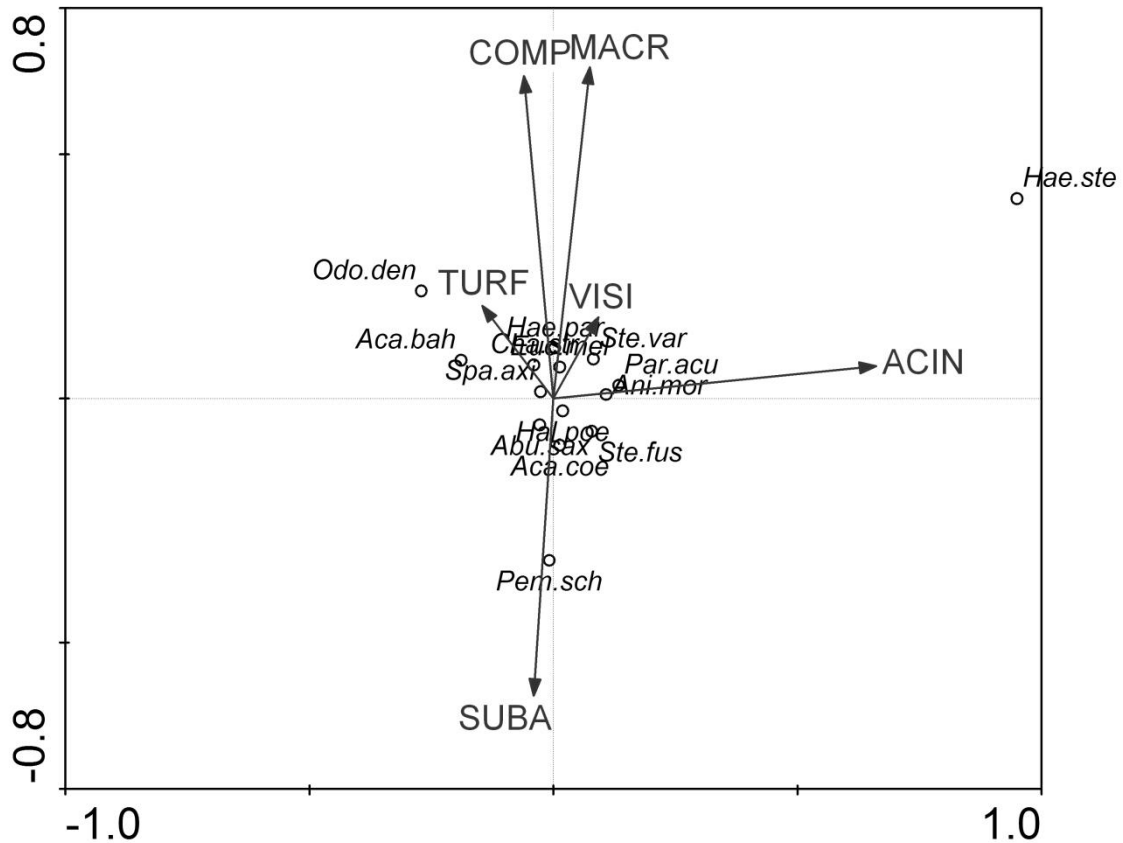


Figura 17. Análise de correspondência canônica da influência de variáveis ambientais na distribuição das 15 espécies de peixes mais abundantes nas amostras realizadas na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE

A curva de acumulação de espécies realizada pelo EstimateS mostra que houve um rápido aumento do número de espécies registradas entre os transectos 1 e 25, e que a curva tendeu à estabilidade a partir deste ponto da amostragem. Foi possível observar também que, após o transecto 50, 91,37% das espécies observadas já tinham sido registradas. O estimador Bootstrap indicou a existência de 48,17 espécies (valor real: 46), ao passo que o estimador Chao1 indicou 46,61 espécies. Da mesma forma, a partir do transecto 50, estes estimadores evidenciaram 90,37% e 93,22% das espécies, respectivamente (Figura 18).

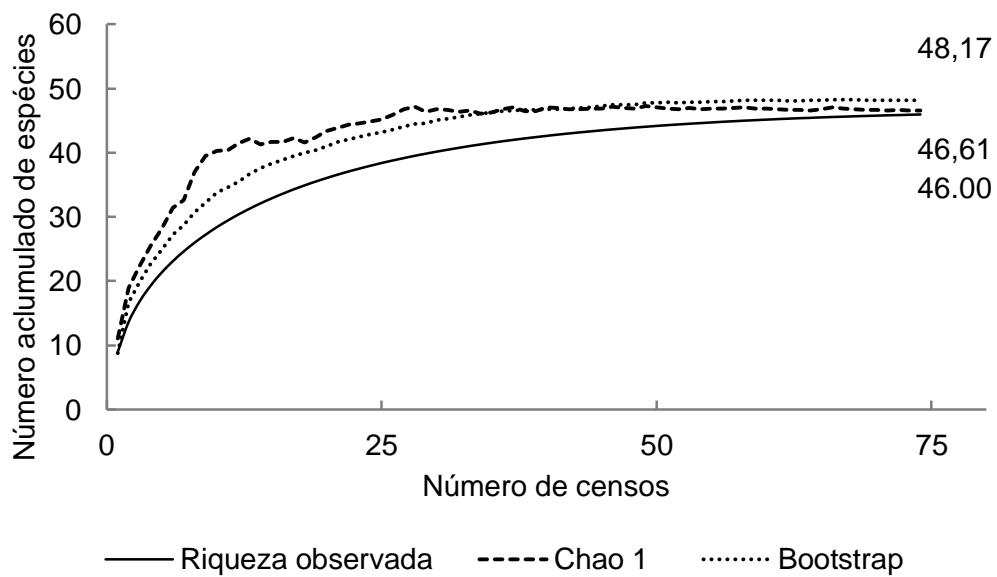


Figura 18. Número acumulado de espécies de peixes na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE, em função do número total de censos realizados nas piscinas estudadas e projeções dos estimadores Chao1 e Bootstrap.

3.2 Composição Trófica

Os dados coletados mostraram que as categorias tróficas compostas por Carnívoros (CGE, PIM, PIS e PSC) representaram 60,86% do total de espécies registradas (28 espécies), seguidas de Herbívoros (HET e HNT), com cerca de 19,56% (9), Onívoros, com pouco mais que 10% (5); por fim, Zooplantívoros, com 8,7% (4) – Figura 19.

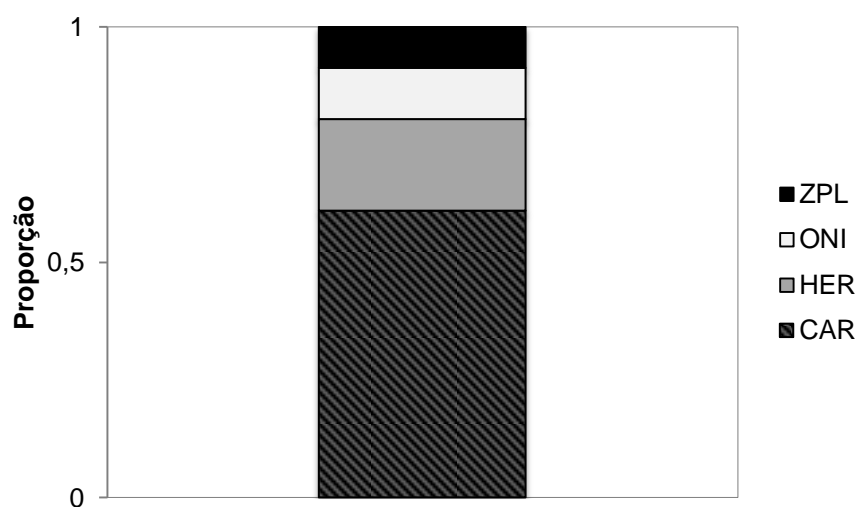


Figura 19. Distribuição proporcional do número de espécies por categoria trófica observadas na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. ZPL: Zooplantívoros; ONI: Onívoros; HER: Herbívoros; CAR: Carnívoros.

A categoria trófica predominante foi Predadores de Invertebrados Móveis, composta por 19 espécies pertencentes à nove famílias, compreendendo 850 indivíduos. A categoria Herbívoros Territorialistas foi a segunda mais representativa em números de indivíduos (805), com três espécies pertencentes à família Pomacentridae. A categoria trófica menos representativa foi Piscívoros, com apenas oito indivíduos de duas espécies pertencentes a duas famílias (Figura 20 e Figura 21).

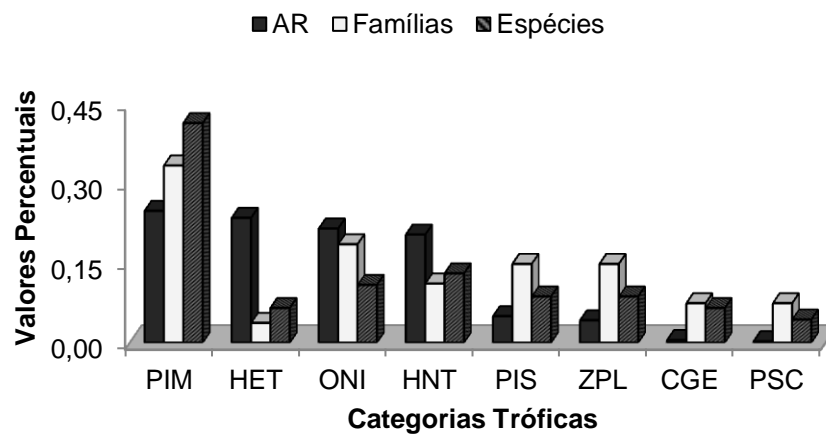


Figura 20. Abundância relativa, número de Famílias e espécies de cada categoria trófica observada na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. AR: Abundância Relativa; CGE: Carnívoros generalistas; HET: Herbívoros territoriais; HNT: Herbívoros Não Territoriais; PIM: Predadores de Invertebrados Móveis; PSC: Piscívoros; ONI: Onívoros; ZPL: Zooplactívoros.

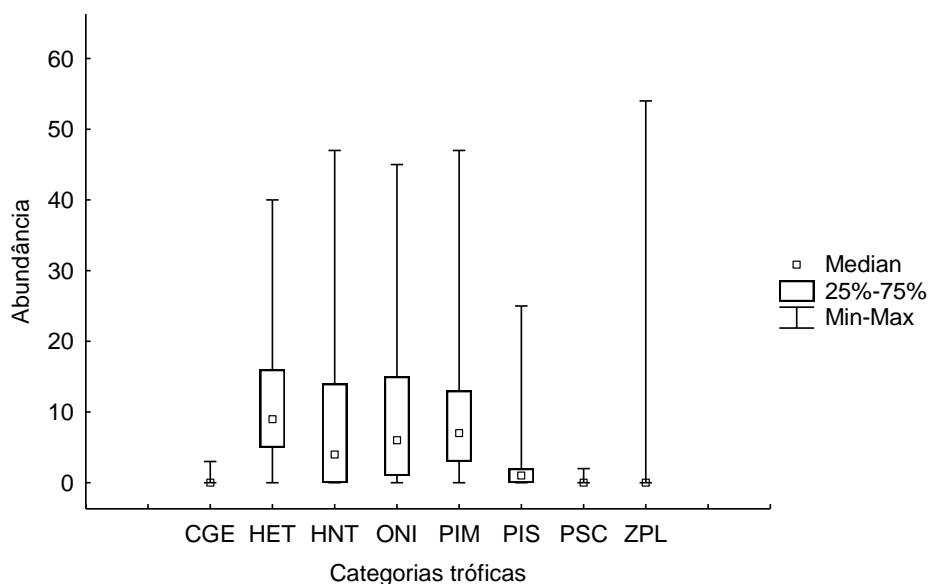


Figura 21. Abundância das categorias tróficas por transecto nas piscinas estudadas da praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE. CGE: Carnívoros generalistas; HET: Herbívoros territoriais; HNT: Herbívoros não territoriais; PIM: Predadores de invertebrados móveis; PSC: Piscívoros; ONI: Onívoros; ZPL: Zooplactívoros.

Apenas as abundâncias das categorias Onívoros e Piscívoros foram significativa, quando comparadas entre as piscinas. Da mesma forma, apenas a abundância da categoria Herbívoros Não Territorialistas foi significativamente diferente, quando comparada à classificação da piscina (Tabela XII).

Tabela XII. Análise de variância mostrando o efeito da piscina, classificação e área da piscina na abundância das categorias tróficas registrada na praia do Paiva, Cabo de Santo Agostinho, PE.

Categorias tróficas	Piscina		Classificação		Área	
	F	p	F	p	F	p
Carnívoros Generalistas	1.58	ns	3.20	ns	0.04	ns
Herbívoros Territorialistas	1.70	ns	0.22	ns	0.24	ns
Herbívoros Não Territorialistas	0.96	ns	4.49	*	2.71	ns
Onívoros	3.32	*	2.98	ns	0.06	ns
Predadores de Invertebrados Móveis	1.08	ns	0.02	ns	2.55	ns
Predadores de Invertebrados Sésseis	2.16	ns	1.50	ns	0.52	ns
Piscívoros	4.96	**	2.47	ns	1.85	ns
Zooplancívoros	1.65	ns	0.88	ns	3.09	ns

*, $p < 0,05$; **, $p < 0,01$; ***, $p < 0,001$; ns, Não Significativo.

O teste de SNK mostrou que a categoria Onívoros compreende dois agrupamentos distintos entre as piscinas ($A1=F2=F1 > F2=F1=A3=A2$), enquanto a categoria Piscívoros, apesar da diferenças significativas na abundância entre as piscinas, não mostra nenhum agrupamento claro ($F2=A3=A2=F1=A1$). O teste SNK mostrou também que a categoria Herbívoros Não Territorialistas é mais abundante nas piscinas abertas que nas fechadas.

Um teste de correlação de Pearson foi realizado contrapondo-se a variável Cobertura Bentônica e as categorias tróficas detectadas na área de estudo, a fim de se avaliar os padrões de distribuição observados. Foram observadas correlações positivas e significativas entre as categorias: Corais *versus* Carnívoros Generalistas; Esponjas *versus* Herbívoros Territorialistas; Algas calcárias articuladas *versus* Herbívoros Territorialistas; Algas calcárias articuladas *versus* Onívoros; Algas TURF *versus* Predadores de Invertebrados Sésseis (Tabela XIII).

Tabela XIII. Valores das correlações de Pearson da variável ambiental cobertura bêntica *versus* categorias tróficas. Os valores destacados indicam correlação significativa ($p < 0,05$). ACAR; Algas calcárias articuladas; ACIN: Algas incrustantes; CORA: Corais; ESPO: Esponjas; GRMA: Grama Marinha; MACR: Macroalgas; OUIN: Outros Invertebrados; OURI: Ouriços; SUBA: Substrato-base; TURF: Algas TURF; CGE: Carnívoros generalistas; HET: Herbívoros territoriais; HNT: Herbívoros não territoriais; PIM: Predadores de Invertebrados Móveis; PIS: Predadores de Invertebrados Sésseis; ONI: Onívoros; ZPL: Zooplactívoros.

	GRMA	CORA	OURI	ESPO	OUIN	ACAR	ACIN	MACR	TURF	SUBA
CGE	-0.08	0.27	-0.09	0.14	-0.11	0.12	0.09	0.07	0.08	-0.07
HET	-0.11	0.12	0.13	0.24	-0.09	0.23	-0.06	-0.08	-0.01	-0.01
HNT	-0.16	0.21	0.17	0.10	-0.12	-0.05	-0.18	-0.11	0.22	-0.03
ONI	-0.14	-0.18	-0.01	0.08	-0.09	0.25	-0.16	-0.18	0.13	0.07
PIM	-0.12	0.12	0.13	0.07	-0.21	0.15	0.10	0.07	0.13	-0.16
PIS	-0.06	0.06	0.04	0.03	0.10	-0.08	0.00	-0.09	0.28	-0.01
PSC	-0.06	-0.06	-0.13	-0.07	-0.08	0.00	0.20	-0.05	-0.12	0.05
ZPL	0.00	-0.11	-0.05	-0.06	-0.05	-0.13	-0.10	-0.12	-0.03	0.12

4 DISCUSSÃO

4 DISCUSSÃO

Bohnsack e Bannerot (1986) afirmam que são necessários, no mínimo, vinte amostras para descrever algumas comunidades com censos visuais. A Figura 18 mostra que a estabilização da curva acumulada de espécies se deu a partir de 25 amostras, corroborando a afirmação desses autores. Além disso, os estimadores de diversidade reforçam a percepção de que a amostragem nesse estudo foi adequada para descrever a comunidade íctica.

As piscinas estudadas na praia do Paiva aparentemente não diferiram entre si, quando comparadas as variáveis ambientais, mesmo que alguma diferença tenha sido detectada entre a visibilidade e profundidade das piscinas. Vários autores indicam que a visibilidade e a profundidade influenciam a composição e ordenação de comunidades nos ambientes marinhos, porém em escala muito superior à registrada na praia do Paiva (Willis e Roberts, 1996; Zander *et al.*, 1999; Dominici-Arosemena *et al.*, 2005; Chaves e Monteiro-Neto, 2009; Krajewski e Floeter, 2011). Todas as piscinas da praia do Paiva estariam, por exemplo, incluídas em apenas um dos estratos de profundidade analisados por Krajewski e Floeter (2011), em Fernando de Noronha/PE. Com visibilidade variando entre 2,4m e 6m e profundidade entre 0,5m e 1,5m, as piscinas estudadas estão todas inseridas em um intervalo de valores destas variáveis que possivelmente não contribuem efetivamente para a estruturação das comunidades. Esta ideia é reforçada pela baixa contribuição registrada da visibilidade na distribuição das espécies de peixes mais representativas pela análise canônica (Figura 17), e pela ausência de contribuição significativa da variável Profundidade, o que foi revelado pela mesma análise. Além disso, essas variáveis sofrem constantes mudanças em uma escala de tempo relativamente curto, pois variam em relação à maré. A visibilidade, por exemplo, cai abruptamente com a mudança da maré (obs. pessoal) e a profundidade na área que inclui as piscinas pode variar em mais de dois metros em marés de sizígia.

Apesar de ter sido registrada diferença entre a cobertura relativa de TURF entre as piscinas, o resultado da análise de similaridade entre Piscinas *versus* composição do substrato demonstra que a cobertura geral deste não difere significativamente entre as áreas estudadas. As piscinas estudadas são próximas umas das outras, estão inseridas em um mesmo ambiente e sofrem o mesmo tipo de

influência externa, e, portanto, não era de se esperar que apresentassem grandes diferenças na sua estruturação física.

De modo geral, a composição taxonômica registrada nesse trabalho foi semelhante àquela encontrada em outros estudos realizados na costa Nordeste do Brasil (Ferreira *et al.*, 1995; Rosa *et al.*, 1997; Feitosa *et al.*, 2002b; Cunha *et al.*, 2008; Chaves *et al.*, 2010; Godinho e Lotufo, 2010; Honório *et al.*, 2010), uma constatação também esperada, dada a localização e a dimensão da área estudada. O número de espécies encontradas (66), levando-se em consideração a busca intensiva e a amostragem por transectos, foi relativamente alto, quando comparado a outras áreas de piscinas de maré da mesma região: Ceará, 44 (Cunha *et al.*, 2008) e 29 espécies (Godinho e Lotufo, 2010); Rio Grande do Norte, 56 espécies (Feitosa *et al.*, 2002b); Paraíba, 43 espécies (Rosa *et al.*, 1997); Bahia, 54 espécies (Chaves *et al.*, 2010); entretanto, a riqueza de espécies das piscinas da praia do Paiva é baixa, quando comparada a levantamentos da ictiofauna em ambientes do infralitoral: Rio Grande do Norte, 79 espécies (Feitosa *et al.*, 2002b); Paraíba, 114 espécies (Honório *et al.*, 2010); Pernambuco, 105 espécies (Ferreira *et al.*, 1995); Pernambuco e Alagoas, 185 espécies (Ferreira e Cava, 2001); Bahia, aproximadamente 150 espécies (Moura e Francini-Filho, 2005). Essa limitação se deve principalmente ao fato dos ambientes do mediolitoral, como as piscinas de maré, estarem sujeitos a fatores estressantes, tais como mudança de marés e temperatura (Horn *et al.*, 1999). Apenas espécies adaptadas para enfrentar tais fatores são capazes de se estabelecer nestes ambientes, portanto, é de se esperar que os ambientes do infralitoral sejam mais ricos e diversos que os do mediolitoral.

Os valores do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') registrados nesse trabalho variaram de 2,24 a 2,82 entre as piscinas e foi igual a 2,73 na área total estudada (Tabela VIII), valores muito próximos aos observados em outras localidades do Brasil. O H' registrado foi 2,82 em ambientes recifais do Estado da Paraíba (Honório *et al.*, 2010); 2,07 no Ceará (Godinho e Lotufo, 2010); no Rio Grande do Norte: 2,27 em Maracajuá (Feitosa *et al.*, 2002b) e 2,50 nos recifes da Risca do Zumbi (Feitosa, 2001); 2,08 no Atol das Rocas (Rosa e Moura, 1995); 2,4 no Espírito Santo (Macieira e Joyeux, 2011). Estas semelhanças talvez reflitam o fato de que todas as áreas citadas estão incluídas em uma região que compartilha uma ictiofauna recifal muito similar (Ferreira e Cava, 2001; Floeter *et al.*, 2001) e as

diferenças observadas se devem principalmente às diferentes técnicas de amostragens utilizadas pelos autores e às características físicas específicas de cada ambiente.

Estes resultados também são muito semelhantes aos observados em ambientes recifais em outros locais fora do Brasil. Willis e Roberts (1996) observaram valores de H' variando entre 2,0 e 3,5, na Nova Zelândia, e Beckley (1985) observou $H' = 2,67$, na África do Sul. Entretanto, essas semelhanças não devem ser extrapoladas para comparações entre as condições ambientais destes ambientes com as piscinas da praia do Paiva, pois os recifes da Nova Zelândia e da África do Sul encontram-se em um ambiente tipicamente temperado.

Os índices ecológicos registrados indicam que, de modo geral, as piscinas maiores (A2, F2 e A3) abrigam maiores valores da diversidade de peixes (Tabela VIII). Este padrão é bem conhecido da literatura. De acordo com Mahon e Mahon (1994), piscinas maiores possuem número de indivíduos, riqueza de espécies e biomassa maiores que piscinas menores. Áreas maiores oferecem mais recursos e maior disponibilidade de micro-habitats capazes de abrigar e oferecer melhores condições de colonização para as espécies (Macieira e Joyeux, 2011). Entretanto, foi nas piscinas menores (A1 e F1) que os maiores valores de densidade de espécies foram registrados, indo contra o esperado. Cunha *et al.* (2007); Cunha *et al.* (2008) observaram que a posição em relação à linha de maré é, provavelmente, mais importante para determinar a estrutura da comunidade e biodiversidade do que o tamanho da piscina, o que parece ser o observado neste trabalho, já que as piscinas com as maiores diversidades foram as mais distantes da costa e as mais elevadas em relação à linha de praia, quando comparadas às demais (obs. pessoal).

Nos trabalhos realizados através da metodologia de censos visuais no Rio Grande do Norte (Feitosa *et al.*, 2002b), na Paraíba (Honório *et al.*, 2010) e no Rio de Janeiro (Floeter *et al.*, 2007), a família Haemulidae foi registrada como a mais abundante em ambientes recifais do infralitoral, enquanto que em Pernambuco (Ferreira *et al.*, 1995), Fernando de Noronha (Krajewski e Floeter, 2011) e Rio de Janeiro (Chaves e Monteiro-Neto, 2009), a família Pomacentridae foi considerada a mais abundante. Quando levados em consideração apenas trabalhos realizados em piscinas de maré, Haemulidae foi a família mais abundante no Ceará (Cunha *et al.*, 2007; Godinho e Lotufo, 2010) e Gobiidae, na Paraíba (Rosa *et al.*, 1997),

entretanto, o trabalho conduzido pelos últimos autores foi realizado com o uso do ictiotóxico rotenona. Na praia do Paiva, Pomacentridae foi a família mais representativa em número de indivíduos, seguida de Haemulidae, que são as duas famílias normalmente dominantes em diversas localidades. Além disso, os resultados do presente trabalho corroboram os obtidos por Ferreira *et al.* (1995) em Tamandaré/PE, localidade mais próxima da área de estudo entre as citadas anteriormente

A baixa abundância da família Gobiidae registrada no presente estudo pode ser explicada principalmente pelas limitações do método de amostragem utilizado, uma vez que a maior parte das espécies desta família é criptobentônica. A estimativa de abundância realizada através de censos visuais pode ser afetada pela baixa contagem de espécies crípticas (Willis e Roberts, 1996; Gibson, 1999; Willis, 2001). Entretanto, o uso de anestésicos ou ictiotóxicos podem não ser apropriados em piscinas grandes, devido principalmente ao volume das piscinas e ao custo do preparo da solução para tratá-las, além dos possíveis impactos em áreas adjacentes. Nestes casos, amostragens como as realizadas neste trabalho são mais apropriadas. Moring (1990) e Griffiths (2000) afirmam que os métodos do tipo censo visual fornecem dados confiáveis acerca da comunidade íctica em piscinas de maré.

Horn *et al.* (1999) afirmam que a maior parte dos peixes de recifes costeiros utiliza, uma vez ou outra, ambientes na zona entre marés com diferentes propósitos, como alimentação e proteção. Estas espécies são classificadas como residentes de um determinada área quando se utilizam desta por todo o seu ciclo de vida, sendo classificadas como residente secundárias quando as utiliza em apenas parte do ciclo. A prevalência de famílias comumente encontradas em ambientes do infralitoral (Haemulidae, Scaridae e Acanthuridae, por exemplo, neste estudo) e a presença exclusiva de juvenis de indivíduos destas (obs. pessoal), pode indicar que a maior parte das espécies registradas nas piscinas da praia do Paiva são residentes secundárias. Assim, é possível supor que estas espécies utilizam as piscinas estudadas como berçários. A importância de piscinas de maré como berçários já foi amplamente estudada em diversos locais do mundo (Bennett e Griffiths, 1984; Beckley, 1985; Bennett, 1987; Mahon e Mahon, 1994; Willis e Roberts, 1996). Porém, como esse não foi o foco do presente estudo, dados acerca deste aspecto

das piscinas de maré da praia do Paiva ainda precisam ser apurados e trabalhos futuros devem ser conduzidos para suprir essa lacuna.

Entre as espécies registradas nas piscinas da praia do Paiva, *Apogon americanus*, *Stegastes fuscus*, *Sparisoma axillare*, e *Haemulon squamipinna* são endêmicas da costa brasileira, a última sendo endêmica da costa Nordeste do Brasil. Três estão inclusas na lista de espécies ameaçadas de extinção elaborada pela IUCN (2007): *Cephalopholis fulva* (*Least Concern*), *Epinephelus adscensionis* (*Least Concern*) e *Mycteroperca bonaci* (*Near Threatened*).

O uso das piscinas por turistas e pescadores artesanais são eventos constantes observados na área de estudo. Em todas as expedições foi notada a presença de pescadores locais utilizando diversas artes de pesca. Na piscina F2, por exemplo, foi observada pesca de arrasto em uma das expedições. Somando-se a isso a crescente exploração imobiliária da praia do Paiva, é possível afirmar que a área está em perigo de perda de diversidade a curto e médio prazo. Cunha *et al.* (2008) lista vários impactos causados por humanos que podem afetar a diversidade de peixes de piscinas de maré, entre elas o turismo e a construção civil próxima da linha da costa, este último como um dos mais prejudiciais.

Apesar da evidente diferença da distribuição de algumas espécies individualmente entre as piscinas (Tabela X), a CCA não indicou padrões de distribuição bem definidos na comunidade como um todo. Foi registrada uma tendência na distribuição das espécies, que é definida por áreas intermediárias nos eixos observados na CCA, ou seja, a maioria das espécies possui distribuição em áreas com valores intermediários de cobertura de Macroalgas, Complexidade Estrutural, cobertura de Substrato Base, cobertura de Algas Calcárias Incrustantes, Visibilidade e cobertura de Algas Turf. Horn *et al.* (1999), afirmam que, em algum nível, o acesso e o uso das piscinas por espécies de peixes também é influenciado por processos estocásticos. Fatores como cobertura do substrato e complexidade estrutural são mais importantes para as espécies crípticas (Bennett e Griffiths, 1984; Horn *et al.*, 1999), parte da comunidade não apropriadamente acessada nesse estudo, em virtude da metodologia adotada.

Além do citado acima, a presença de um grande número de espécies residentes secundárias reforça a ideia de que existe pouca ou nenhuma seleção de habitat durante a entrada delas, na maré alta, como afirma (Cunha *et al.*, 2008), o

que é reforçado pela não detecção de grupos distintos nas análises de nMDS (Figura 14, Figura 15 e Figura 16). Segundo Feitosa *et al.* (2012), as espécies territorialistas residentes (ex. Pomacentridae.) tendem a permanecer por mais tempo no ambiente do que as residentes secundárias, principalmente se as condições continuarem favoráveis para seu sucesso. O fato de algumas das espécies residentes estarem entre as mais abundantes e a presença constante destas nas amostragens da praia do Paiva pode ter contribuído para a não detecção de diferenças na distribuição da comunidade.

Segundo Ferreira *et al.* (2004), ambientes recifais de baixa latitude tendem a ser dominados por espécies de Predadores de Invertebrados Móveis e Herbívoros não Territorialistas, os últimos sendo gradualmente substituídos por Onívoros em altas latitudes. Ainda segundo os mesmo autores, a categoria PIM é a mais abundante no Parcel de Manoel Luíz/MA, em Tamandaré/PE, em Abrolhos/BA, nas Ilhas Guarapari/ES, no Arraial do Cabo/RJ, na Ilha do Arvoredo/SC e no Atol das Rocas. Esses dados são reforçados por Honório *et al.* (2010), que também encontraram PIM como a categoria mais abundante na costa da Paraíba, e por Moura e Francini-Filho (2005), com carnívoros (incluindo PIM) sendo a categoria mais abundante em Abrolhos/BA. A categoria PIM também foi a mais representativa na praia do Paiva, como esperado no Nordeste do Brasil (Rocha e Rosa, 2001; Ferreira *et al.*, 2004; Godinho e Lotufo, 2010; Honório *et al.*, 2010). Segundo McCormick (1995), os PIMs incluem peixes adaptados para explorar tanto ambientes rochosos com elevada complexidade estrutural, quanto os ambientes arenosos adjacentes aos recifes. Desta forma, a diversidade do grupo – com sua consequente diversidade ecomorfológica – os torna capazes de serem abundantes em diferentes condições ambientais.

Herbívoros Territorialistas foi a segunda categoria mais abundante, principalmente devido à grande quantidade de indivíduos de *Stegastes fuscus* e *Stegastes variabilis*, registrada nas amostras. Outros autores sugerem que a categoria Herbívoros Não Territorialistas deveria ser a mais abundante junto com PIM (Ferreira *et al.*, 2004; Honório *et al.*, 2010), principalmente em recifes do infralitoral. O fato do presente trabalho ter sido conduzido em piscinas de maré pode explicar essa diferença, pois tais ambientes favorecem a presença das espécies

territorialistas da família Pomacentridae, como pode ser visto em outros trabalhos (Rosa e Moura, 1995; Rosa *et al.*, 1997; Cunha *et al.*, 2007; Cunha *et al.*, 2008).

As espécies de herbívoros territorialistas (ex. *Stegastes spp.*) são normalmente chamados de “fazendeiros”, pois aparentemente cultivam algas e outros itens alimentares em seus territórios (Ceccarelli *et al.*, 2001; Sale, 2002; Ceccarelli *et al.*, 2005), dentro dos quais existe maior diversidade de invertebrados e algas (Ferreira *et al.*, 1998b). Este comportamento típico dos HET os torna muito influentes no recrutamento e crescimento de corais (Horn *et al.*, 1999; Vermeij *et al.*, 2010), outros invertebrados (Mahoney, 1981; Ferreira *et al.*, 1998b), algas e outros peixes herbívoros (Mahoney, 1981; Glynn e Colgan, 1988; Watson *et al.*, 1996; Ferreira *et al.*, 1998b). Nesse contexto, a correlação encontrada entre as categorias tróficas ESPO e ACAR *versus* presença de HET não seria inesperada, pois segundo (Souza, 2007), estas categorias estão inclusas na gama de itens alimentares dos HET.

Segundo Krajewski e Floeter (2011), as espécies das categorias PIM e HET são mais abundantes em locais com maior cobertura do seu substrato de preferência. Além disso, os indivíduos da primeira categoria normalmente escolhem o substrato para forrageio (Krajewski *et al.*, 2011) e os da segunda, não possuem área de vida muito ampla (Ceccarelli *et al.*, 2001; 2005). Em contrapartida, não houve correlação significativa entre PIM e HET com algumas das categorias do substrato no presente trabalho. A grande variabilidade registrada, em alguns trabalhos, no uso do ambiente por espécies dessas categorias nos locais onde estas ocorrem (Ackerman e Bellwood, 2000; Bellwood *et al.*, 2006; Krajewski e Floeter, 2011), além da abrangência destas espécies em todas as piscinas amostradas no presente trabalho, podem justificar a falta de correlação significativa entre as categorias do substrato *versus* PIM e HET.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- As piscinas estudadas são muito semelhantes entre si, quando consideradas as categorias do substrato, com apenas a categoria alga TURF diferindo entre elas. Todas as piscinas estão inseridas em um mesmo ambiente e sofrem as mesmas influências externas, sendo, portanto esperada essa semelhança.
- A proximidade entre as piscinas estudadas, além das características físicas semelhantes que estas possuem, podem ter contribuído para a não detecção de um padrão muito claro de distribuição entre as espécies. De fato, as espécies parecem distribuir-se em ambientes que apresentam características intermediárias das variáveis ambientais (Cobertura do Substrato, Profundidade, Visibilidade e Complexidade estrutural).
- Aparentemente, o fato das piscinas possuírem ou não conectividade com o mar durante a maré baixa não influencia a composição da ictiofauna na praia do Paiva. Isto pode ser consequência da não desconexão real entre as piscinas, suposição que requer mais dados para ser confirmada, podendo ser alvo de um estudo futuro.
- A categoria Predadores de Invertebrados Móveis foi a mais representativa, seguida de Herbívoros Territorialistas. A primeira é comumente registrada como a mais importante em vários ambientes recifais brasileiros, enquanto que a segunda é a mais esperada em ambientes similares ao estudado neste trabalho.
- A ictiofauna recifal das piscinas da praia do Paiva é composta por espécies com distribuição pan-atlântica e tropical. A maioria das espécies está restrita ao Atlântico Ocidental, padrão comumente observado em estudos realizados ao longo da costa Nordeste do Brasil. A espécie mais abundante foi o pomacentrídeo *Abudefduf saxatilis*, com 658 indivíduos. As famílias mais abundantes, Pomacentridae e Haemulidae, respectivamente, também são

comumente encontradas como dominantes em outros trabalhos na costa brasileira.

- Foi possível verificar que a diversidade registrada no ambiente estudado foi superior àquela observada em outros ambientes da costa brasileira, entre estes alguns protegidos por lei, sugerindo que a área estudada é, de fato, uma amostra importante dos ambientes de piscinas de maré brasileiros. Este estudo poderá servir de subsídio para futuros trabalhos de monitoramento da área em questão, pois se trata do único registro formal da diversidade e composição da ictiofauna recifal na praia do Paiva, hoje em franco processo de exploração imobiliária. Esta exploração pode levar a uma perda considerável de diversidade, em médio ou logo prazo, nas piscinas de maré localizadas ali. Desta forma, medidas de manejo, monitoramento e conservação já deveriam estar sendo executadas na área.
- Estudos que avaliem o uso das piscinas de maré como berçário para algumas espécies de peixes típicas de ambientes costeiros podem ser objeto de trabalhos futuros na área estudada, um aspecto não tratado neste trabalho.

6 REFERÊNCIAS

ACKERMAN, J. L. & BELLWOOD, D. R. Reef fish assemblages: a re-evaluation using enclosed rotenone stations. **Marine Ecology-Progress Series**, v. 206, p. 227-237, 2000.

APAC. Agência Pernambucana de Águas e Climas. Recife/PE, 2012. Disponível em: < <http://www.apac.pe.gov.br/> >. Acesso em: 04/12/2012.

ARAÚJO, M. E.; CARVALHO, A. C.; MAGALHÃES, H. S.; SANTANA, R. F. C. C. A.; SILVA-FALCÃO, E. C.; SARAIVA, A. A. & ALCÂNTARA, R. Distribuição espacial de Acanthuridae em uma poça de maré, Serrambi, Pernambuco. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 18, p. 25-31, 2005.

ARAÚJO, M. E. & FEITOSA, C. V. Análise de agrupamento da ictiofauna recifal do Brasil com base em dados secundários: uma avaliação crítica. **Tropical Oceanography**, v. 31, n. 2, p. 171-192, 2003.

BECKLEY, L. E. The Fish Community of East Cape Tidal Pools And an Assessment of The Nursery Function of This Habitat. **South African Journal of Zoology**, v. 20, n. 1, p. 21-27, 1985.

BELLWOOD, D. R.; WAINWRIGHT, P. C.; FULTON, C. J. & HOEY, A. S. Functional versatility supports coral reef biodiversity. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 273, p. 101-107, 2006.

BENNETT, B. A. The rock-pool fish community of Koopie Alleen and an assessment of the importance of Cape rock-pools as nurseries for juvenile fish. **South African Journal of Zoology**, v. 22, p. 25-32, 1987.

BENNETT, B. A. & GRIFFITHS, C. L. Factors affecting the distribution, abundance and diversity of rock-pool fishes on the Cape peninsula, South-Africa. **South African Journal of Zoology**, v. 19, n. 2, 1984.

BOHNSACK, J. A. & BANNEROT, S. P. **A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes** United States: United States National Marine Fisheries Service, 1986.

CECCARELLI, D. M.; JONES, G. P. & MCCOOK, L. J. Territorial damselfishes as determinants of the structure of benthic communities on coral reefs. **Oceanography and Marine Biology, Vol 39**, v. 39, p. 355-389, 2001.

_____. Effects of territorial damselfish on an algal-dominated coastal coral reef. **Coral Reefs**, v. 24, n. 4, p. 606-620, Dec 2005.

CHAVES, L. D. C. T. & MONTEIRO-NETO, C. Comparative analysis of rocky reef fish community structure in coastal islands of south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 89, n. 3, 2009.

CHAVES, L. D. C. T.; NUNES, J. D. A. C. C. & SAMPAIO, C. L. S. Shallow reef fish communities of South Bahia coast, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, p. 33-46, 2010.

CHAVES, N. S.; CHANG, H. K. & SIAL, A. N. **Mecanismo de cimentação em sedimentos marinhos recentes, exemplo: beachrocks do litoral pernambucano**. 2006. 194 (Doutorado). Universidade Estadual Paulista, Rio Claro/SP.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, n. 1, p. 117-143, 1993.

CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. **Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2nd ED. Plymouth: PRIMER-E, 2001.

CUNHA, E. A.; CARVALHO, R. A. A.; MONTEIRO-NETO, C.; MORAES, L. E. S. & ARAÚJO, M. E. Comparative analysis of tidepool fish species composition on tropical coastal rocky reefs at State of Ceará, Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 98, p. 379-390, 2008.

CUNHA, F. E. D. A.; MONTEIRO-NETO, C. & NOTTINGHAM, M. C. Temporal and spatial variations in tidepool fish assemblages of the northeast coast of Brazil. **Biota Neotropica**, v. 7, p. 111 - 118, 2007.

DAVENPORT, J. & WOOLMINGTON, A. D. Behavioural responses of some rocky shore fish exposed to adverse environmental conditions. **Marine Behaviour and Physiology**, v. 8, n. 1, p. 1-12, 1981.

DAVIS, J. L. D. Spatial and seasonal patterns of habitat partitioning in a guild of southern California tidepool fishes. **Marine Ecology-Progress Series**, v. 196, p. 253-268, 2000.

DOMINICI-AROSEMENA, A.; BRUGNOLI-OLIVERA, E.; CORTÉS-NÚÑEZ, J.; MOLINA-UREÑA, H. & QUESADA-ALPÍZAR, M. A. Community structure of eastern Pacific reef fishes Gulf of Papagayo, Costa Rica. v. v. 7, no. 2, p. 19-41, 2005.

FEITOSA, C. V.; PIMENTA, D. A. & ARAÚJO, M. E. Hábito alimentar de espécies de peixes na área de influência do emissário oceânico de Fortaleza, Ceará, Brasil. **Arquivos das Ciências do Mar**, v. 35, p. 91-95, 2002a.

FEITOSA, C. V.; PIMENTA, D. A. S. & ARAÚJO, M. E. Ictiofauna Recifal dos Parrachos de Maracajaú (RN) Na Área dos Flutuantes: Inventário e Estrutura da Comunidade. **Arquivos das Ciências do Mar**, v. 35, p. 39-50, 2002b.

- FEITOSA, J. L. L.; CONCENTINO, A. M.; TEIXEIRA, S. F. & FERREIRA, B. P. Food resource use by two territorial damselfish (Pomacentridae: Stegastes) on South-Western Atlantic algal-dominated reefs. **Journal of Sea Research**, v. 70, p. 42-49, May 2012.
- FEITOZA, B. M. **Composição e estrutura da comunidade de peixes recifais da Risca do Zumbi, Rio Grande do Norte**. 2001. 156p (Mestrado). Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa/PB.
- FERREIRA, B. P. & CAVA, F. Ictiofauna marinha da APA Costa dos Corais: lista de espécies através de levantamento da pesca e observações subaquáticas. **Boletim Técnico do CEPENE**, v. 9, n. 1, p. 167-180, 2001.
- FERREIRA, B. P.; CORRÊA, F. C. & FERRAZ, A. N. Relações morfométricas em peixes recifais da zona econômica exclusiva brasileira, Região Nordeste. **Boletim Técnico do CEPENE**, v. 6, n. 1, p. 1-18, 1998a.
- FERREIRA, B. P.; D'AMICO, T. M. & REINHARDT, M. H. Peixes ornamentais marinhos dos recifes de Tamandaré (PE): Padrões de distribuição, conservação e educação ambiental. **Boletim Técnico do CEPENE**, v. 13, p. 9-23, 2005.
- FERREIRA, B. P. & MAIDA, M. Características e perspectivas para o manejo da pesca na Área de Proteção Ambiental Marinha Costa dos Corais. In: (Ed.). **Áreas aquáticas protegidas como instrumento para gestão pesqueira**: MMA, v.4, 2007. p.41-50.
- FERREIRA, B. P.; MAIDA, M. & SOUZA, A. E. T. Levantamento inicial das comunidades de peixes recifais da região de Tamandaré – PE. **Boletim Técnico do CEPENE**, v. 3, n. 1, p. 213-230, 1995.
- FERREIRA, C. E. L.; FLOETER, S. R.; GASPARINI, J. L.; FERREIRA, B. P. & JOYEUX, J. C. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. **Journal of Biogeography**, v. 31, p. 1093-1106, 2004.
- FERREIRA, C. E. L.; GONCALVES, J. E. A.; COUTINHO, R. & PERET, A. C. Herbivory by the Dusky Damselfish *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) in a tropical rocky shore: effects on the benthic community. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 229, n. 2, p. 241-264, Nov 1 1998b.
- FISCHER, A.; HAZIN, F.; CARVALHO, F.; VIANA, D.; RÊGO, M. & WOR, C. Biological aspects of sharks caught off the Coast of Pernambuco, Northeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, p. 1173-1181, 2009.
- FLOETER, S. R.; GUIMARÃES, R. Z. P.; ROCHA, L. A.; FERREIRA, C. E. L.; RANGEL, C. A. & GASPARINI, J. L. Geographic variation in reef-fish assemblages along the Brazilian coast. **Global Ecology & Biogeography**, v. 10, p. 423-431, 2001.

FLOETER, S. R.; KROHLING, W.; GASPARINI, J.; O, L.; FERREIRA, C. E. & ZALMON, I. R. Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. **Environmental Biology of Fishes**, v. 78, n. 2, p. 147-160, 2007.

FRANCINI-FILHO, R. B.; MOURA, R. L.; THOMPSON, F. L.; REIS, R. M.; KAUFMAN, L.; KIKUCHI, R. K. P. & LEÃO, Z. M. A. N. Diseases leading to accelerated decline of reef corals in the largest South Atlantic reef complex (Abrolhos Bank, eastern Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 56, n. 5, p. 1008-1014, 2008.

FREITAS, J. E. P.; ARAÚJO, M. E. & SOLÉ-CAVA, A. M. Estruturação genética das populações de duas espécies de peixes recifais do Atol das Rocas da costa do Ceará. **Tropical Oceanography**, v. 30, n. 1, p. 31-40, 2002.

FREITAS, L. E. L.; FEITOSA, C. V. & ARAÚJO, M. E. Mangrove oyster *Crassostrea rhizophorae* (Gulding, 1928) farming áreas as artificial reefs for fish: a case study in the state of Ceará, Brasil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 54, n. 1, 2006.

FROESE, R. & PAULY, D. FishBase. 2011. Disponível em: < www.fishbase.org >. Acesso em: 04/12/2012.

GIBSON, R. N. Methods for studying intertidal fishes. In: HORN, M. H.; MARTIN, K. L. M. e CHOTKOWSKI, M. A. (Ed.). **Intertidal fishes - Life in two worlds**. San Diego: Academic Press, 1999. cap. 2, p.7-25.

GLYNN, P. W. & COLGAN, M. W. Defense of coral and enhancement of coral diversity by territorial damselfishes., Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium., 1988. p.157-163.

GODINHO, W. O. & LOTUFO, T. M. C. Local v. microhabitat influences on the fish fauna of tidal pools in north-east Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 3, p. 487-501, 2010.

GRIFFITHS, S. P. The use of clove oil as an anaesthetic and method for sampling intertidal rockpool fishes. **Journal of Fish Biology**, v. 57, n. 6, p. 1453-1464, 2000.

GUERRA, N. M. & MANSO, V. A. V. Beachrocks (recifes de arenito). In: ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S. e COSTA, M. F. (Ed.). **Oceanografia: um cenário tropical**. 1. Recife/PE: Bagaço, 2004. p.761.

HONÓRIO, P. P. F.; RAMOS, R. T. C. & FEITOZA, B. M. Composition and structure of reef fish communities in Paraíba State, north-eastern Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 77, p. 907-926, 2010.

HORN, M. H.; MARTIN, K. L. M. & CHOTKOWSKI, M. A. **Intertidal Fishes: Life in Two Worlds**. 1. San Diego: Academic Press, 1999. 400pp

HUMANN, P. & DELOACH, N. **Reef fish identification Florida-Caribbean-Bahamas**. 3. Florida: New World Publ., 2002. 482

IUCN. Red List of Threatened Species, Marine Species – Case Studies., 2007. Disponível em: < <http://www.iucn.org>. >.

KOHLER, K. E. & GILL, S. M. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. **Computers & Geosciences**, v. 32, p. 11, 2006.

KRAJEWSKI, J. P. & FLOETER, S. R. Reef fish community structure of the Fernando de Noronha Archipelago (Equatorial Western Atlantic): the influence of exposure and benthic composition. **Environmental Biology of Fishes**, v. 92, n. 1, 2011.

KRAJEWSKI, J. P.; FLOETER, S. R.; JONES, G. P. & LEITE, F. P. P. Patterns of variation in behaviour within and among reef fish species on an isolated tropical island: influence of exposure and substratum. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 91, n. 6, 2011.

KRUSKAL, J. B. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. **Psychometrika**, v. 29, n. 1, p. 1-27, 1964/03/01 1964.

LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. Chapter 11 - Canonical analysis. In: LEGENDRE, P. e LEGENDRE, L. (Ed.). **Developments in Environmental Modelling**: Elsevier, v. Volume 24, 2012. p.625-710.

LUCKHURST, B. E. & LUCKHURST, K. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. **Marine Biology**, v. 49, n. 4, p. 317-323, 1978/12/01 1978.

MACIEIRA, R. M. & JOYEUX, J.-C. Distribution patterns of tidepool fishes on a tropical flat reef. **Fishery Bulletin**, v. 109, n. 3, Jul 2011.

MAHON, R. & MAHON, S. D. Structure and Resilience of a Tidepool Fish Assemblage at Barbados. **Environmental Biology of Fishes**, v. 41, n. 1-4, p. 171-190, 1994.

MAHONEY, B. M. An Examination of Interspecific Territoriality in the Dusky Damselfish, *Eupomacentrus Dorsopunicans* Poey. **Bulletin of Marine Science**, v. 31, n. 1, p. 141-146, 1981.

MCCORMICK, M. I. Fish feeding on mobile benthic invertebrates: influence of spatial variability in habitat associations. **Marine Biology**, v. 121, n. 4, p. 627-637, 1995.

MOBERG, F. & FOLKE, C. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. **Ecological Economics**, v. 29, n. 2, p. 215-233, 1999.

MORING, J. R. Seasonal Absence of Fishes in Tidepools of a Boreal Environment (Maine, USA). **Hydrobiologia**, v. 194, n. 2, p. 163-168, 1990.

- MOURA, R. L. & FRANCINI-FILHO, R. B. Reef and shore fishes of the Abrolhos Region, Brazil. In: DUTRA, G. F.; ALLEN, G. R.; WERNER, T. e MCKENNA, A. S. (Ed.). **A Rapid Marine Biodiversity Assessment of the Abrolhos Bank, Bahia, Brazil**. Washington, USA: Conservation International, 2005. p.160.
- MUMBY, P. J.; EDWARDS, A. J.; ARIAS-GONZALEZ, J. E.; LINDEMAN, K. C.; BLACKWELL, P. G.; GALL, A.; GORCZYNSKA, M. I.; HARBORNE, A. R.; PESCOD, C. L.; RENKEN, H.; WABNITZ, C. C. C. & LLEWELLYN, G. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. **Nature**, v. 427, n. 6974, p. 533-536, 2004.
- NELSON, J. S. **Fishes of the World**. 4th. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, 2006. 622
- NORIEGA, C. D.; MUNIZ, K.; ARAÚJO, M. C.; TRAVASSOS, R. K. & NEUMANN-LEITÃO, S. Fluxos de nutrientes inorgânicos dissolvidos em um estuário tropical – Barra das Jangadas – PE, Brasil. **Tropical Oceanography**, v. 33, n. 2, p. 133-145, 2005.
- NORMANDO, D.; TJÄDERHANE, L. & QUINTÃO, C. C. A. A escolha do teste estatístico - um tutorial em forma de apresentação em PowerPoint. **Dental Press Journal of Orthodontics**, v. 15, p. 101-106, 2010.
- NOTTINGHAM, M. C.; BARRETO, L. M.; ARAÚJO, M. E.; MONTEIRO-NETO, C.; CUNHA, F. E. A.; ROSA, I. L. & ALENCAR, C. A. G. A. Exploração de peixes ornamentais marinhos no estado do Ceará, Brasil: capturas e manutenção nas empresas e exportação. **Boletim Técnico do CEPENE**, v. 13, n. 1, p. 53-74, 2005a.
- NOTTINGHAM, M. C.; BARROS, G. M. L.; ARAÚJO, M. E.; ROSA, I. L.; FERREIRA, B. P. & MELLO, T. R. R. Ordenamento da exploração de peixes ornamentais marinhos no Brasil. **Boletim Técnico do CEPENE**, v. 13, n. 1, p. 75-107, 2005b.
- NUNES, J. L. S.; PIOROSKI, N. M. & DE ARAUJO, M. E. Phylogenetic and ecological inference of three Halichoeres (Perciformes: Labridae) species through geometric morphometries. **Cybiu**, v. 32, n. 1, p. 165-171, 2008.
- PAIVA, A. C. G. D.; CHAVES, P. D. T. D. C. & ARAÚJO, M. E. D. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 4, p. 647-661, 2008.
- REEFNET, I. **Reef fish ID: Florida, Caribbean, Bahamas**. Florida, USA. 4 2007.
- ROCHA, L. A. & ROSA, I. L. Baseline assessment of reef fish assemblages of Parcel Manuel Luiz Marine State Park, Maranhão, north-east Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 58, p. 985-998, 2001.
- ROSA, I. L.; OLIVEIRA, T. P. R.; CASTRO, A. L. C.; MORAES, L. E. D. S.; XAVIER, J. H. A.; NOTTINGHAM, M. C.; DIAS, T. L. P.; BRUTO-COSTA, L. V.; ARAUJO, M. E.; BIROLO, A. B.; MAI, A. C. G. & MONTEIRO-NETO, C. Population characteristics,

space use and habitat associations of the seahorse *Hippocampus reidi* (Teleostei : Syngnathidae). **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 3, p. 405-414, 2007.

ROSA, R. S. & MOURA, R. L. **Community structure of reef fish in the Biological Reserve of Atol das Rocas, off Brazil**. Abstracts A.S.I.H. Annual Meeting. Edmont, Canada 1995.

ROSA, R. S.; ROSA, I. L. & ROCHA, L. A. Diversidade da ictiofauna de poças de maré da praia do Cabo Branco, João Pessoa, Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 14, p. 201-212, 1997.

SACRAMENTO, A. C.; ZICKEL, C. S. & ALMEIDA JR., E. B. Aspectos florísticos da vegetação de restinga no litoral de Pernambuco. **Revista Árvore**, v. 31, n. 6, p. 1121-1130, 2007.

SALE, P. **Coral Reef Fishes**. 1. Orlando, FL: Elsevier Science (USA), 2002. 549

SANTOS, D. C.; HAZIN, F. V.; FISHER, A. F.; FEITOSA, F. N. & ARAÚJO, M. E. The creation of a shipwreck park off the coast of Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de engenharia de pesca**, v. 31, n. 1, 2008.

SILVA, A. I. O. **Ictiofauna Recifal da Praia de Porto de Galinhas - Pernambuco - Brasil**. 2006. Monografia (Curso de Engenharia de Pesca). Departamento de Educação Campus VIII, Universidade do Estado da Bahia, Paulo Afonso/BA.

SOUZA, A. T. **Uso de Habitat, Comportamento Alimentar e Territorial de *Stegastes rocasensis* (Emery, 1972) (Pomacentridae: Teleostei) em Fernando de Noronha – PE**. 2007. 83 (Dissertação de Mestrado). Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa/PB.

VERMEIJ, M. J. A.; VAN MOORSELAAR, I.; ENGELHARD, S.; HORNLEIN, C.; VONK, S. M. & VISSER, P. M. The Effects of Nutrient Enrichment and Herbivore Abundance on the Ability of Turf Algae to Overgrow Coral in the Caribbean. **Plos One**, v. 5, n. 12, Dec 13 2010.

WATSON, M.; RIGHTON, D.; AUSTIN, T. & ORMOND, R. The Effects of Fishing on Coral Reef Fish Abundance and Diversity. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 76, n. 01, p. 229-233, 1996.

WILLIS, T. J. Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. **Journal of Fish Biology**, v. 59, n. 5, p. 1408-1411, 2001.

WILLIS, T. J. & ROBERTS, C. D. Recolonisation and recruitment of fishes to intertidal rockpools at Wellington, New Zealand. **Environmental Biology of Fishes**, v. 47, n. 4, p. 329-343, Dec 1996.

ZANDER, C. D.; NIEDER, J. & MARTIN, K. L. M. Vertical Distribution Patterns. In: HORN, M. H.; MARTIN, K. L. M. e CHOTKOWSKI, M. A. (Ed.). **Intertidal Fishes: Life in Two Worlds**. 1. San Diego: Academic Press, 1999. cap. 3, p.26-54.