



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ - UESC
PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS AQUÁTICOS TROPICAIS - PPGSAT

ELCIA CLARA GOMES ALMEIDA

**ANÁLISE DA ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE CORAIS E ALGAS EM
PISCINAS NATURAIS DE UMA ÁREA MARINHA PROTEGIDA NO ATLÂNTICO
SUL OCIDENTAL**

ILHÉUS, BAHIA

2019

ELCIA CLARA GOMES ALMEIDA

**ANÁLISE DA ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE CORAIS E ALGAS EM
PISCINAS NATURAIS DE UMA ÁREA MARINHA PROTEGIDA NO ATLÂNTICO
SUL OCIDENTAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais da Universidade Estadual de Santa Cruz como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadores: Prof. Dr. Alexandre Schiavetti
Prof. Dr. Emiliano N. Calderón
Prof^ª. Dr^ª. Fabiana C. F. Hackdrat

ILHÉUS, BAHIA

2019

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE

A447

Almeida, Elcia Clara Gomes.

Análise da estrutura das assembleias de corais e algas em piscinas naturais de uma área marinha protegida no Atlântico sul ocidental / Elcia Clara Gomes Almeida. – Ilhéus, BA: UESC, 2019.

50 f.: il.

Orientador: Alexandre Schiavetti.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais.

Inclui referências.

1. Ecologia dos recifes de coral. 2. Algas marinhas. 3. Monitoramento biológico. 4. Bentos – Brasil. 5. Turismo – Aspectos ambientais. I. Título.

CDD 577.789

ELCIA CLARA GOMES ALMEIDA

**ANÁLISE DA ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE CORAIS E ALGAS EM
PISCINAS NATURAIS DE UMA ÁREA MARINHA PROTEGIDA NO ATLÂNTICO
SUL OCIDENTAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais da Universidade Estadual de Santa Cruz como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadores: Prof. Dr. Alexandre Schiavetti
Prof. Dr. Emiliano N. Calderón
Prof^a. Dr^a. Fabiana C. F. Hackdrat

Ilhéus, 27 de fevereiro de 2019.

Prof. Dr. Alexandre Schiavetti (UESC) (Orientador)

Prof^a. Dr^a. Fabiana C. F. Hackdrat (Co orientadora)

Prof. Dr. Alexandra Elaine Rizzo (UERJ)

Dra. Nara Lina Oliveira (PPGECB - UESC)

**À meu avô José Carlos da Silva Almeida (*in
memorian*) dedico esta e todas as vitórias da minha
vida!**

AGRADECIMENTOS

Agradeço Aquele que guia meus passos e me auxiliou na caminhada e no amadurecimento adquirido ao longo desses dois anos.

Agradeço a minha mãe Ana Paula. Ela que sempre priorizou minha educação e formação, me inspirou, deu força e incentivos sem limites para realizar todos os meus sonhos profissionais. Sou o que sou por tudo que a senhora é para mim. Eterna gratidão por me ensinar a batalhar e buscar sempre o crescimento através do seu exemplo.

Agradeço aos meus familiares por toda motivação e amor dedicados a mim e a todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para realização dessa pesquisa.

Agradeço aos meus orientadores: Alexandre Schiavetti, por todo apoio e conhecimento transmitido ao longo do desenvolvimento dessa pesquisa; Emiliano Calderón, por todos os ensinamentos ao longo das várias conversas via Skype, fundamentais para meu amadurecimento e evolução no entendimento da ecologia de ambientes recifais; Fabiana Félix, por ser uma referência de mulher na ciência e ter aceitado me orientar e abrir as portas do LECOMAR para meses de muito aprendizado, sem dúvidas foi um divisor de águas na minha vida.

Agradeço a Nicolas por ter dado o ponta pé inicial na coleta de dados nas piscinas naturais em 2012 e por se colocar à disposição para me auxiliar em tudo que fosse necessário ao longo desses 2 anos de mestrado.

Agradeço aos meus colegas da família LECOMAR pela parceria e por todas as trocas de experiência e conhecimento que temos diariamente. Principalmente aos amigos Inaiara, Crislaine, Anchieta e Ramon por todo companheirismo, disponibilidade e companhia que faz o trabalho fluir de maneira mais leve.

Ao BEM, por ter sido a base sólida na qual me sustentei e sustento até hoje. Gratidão meus amigos. Fomos, somos e seremos sempre um por todos e todos por um!

Aos que colaboraram em campo: Leandro, Leones, Marcio, Joana, Cristiano, Beach, Manoela e Anchieta. Especialmente a Leandro e Leones, sem os quais não teria conseguido. Vocês foram fundamentais!

Agradeço ao Fábio Mathias pelo auxílio na elaboração dos gráficos.

Ao Anchieta e Javi por compartilharem o conhecimento e por todas as conversas esclarecedoras ao longo dos últimos meses.

Às componentes da banca, Nara e Alexandra, minha gratidão por aceitarem o convite. É com muita alegria que tenho uma banca composta por mulheres cientistas.

Aos que participaram das bancas de Seminários I, II e III e da qualificação. Especialmente a Carlos Hackdrat e Erik Tedesco por todas as colaborações ao longo dos dois anos de pesquisa.

Agradeço à Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) e ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais.

À Petrobras e ao Arraial D'Ajuda Eco Parque pelo patrocínio do Projeto Coral Vivo, que me deu suporte financeiro e logístico durante as atividades de campo.

A CAPES e CNPq, pelo fornecimento das bolsas.

E a todos aqueles que não citei aqui, mas que colaboraram com este sonho. Gratidão!

ANÁLISE DAS ASSEMBLEIAS DE CORAIS E ALGAS EM PISCINAS NATURAIS DE UMA ÁREA MARINHA PROTEGIDA NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL

RESUMO

Os recifes de coral são ambientes altamente complexos e oferecem diversos serviços ecológicos e econômicos. Devido às ameaças globais e/ou locais, esses ambientes vêm passando por um declínio em todo o globo. As Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) têm, portanto, o objetivo de assegurar a conservação, manutenção e por vezes recuperação desse ecossistema através das mais diversas iniciativas. O monitoramento de mudanças nos sistemas protegidos é peça chave da gestão de AMPs, pois a partir dele podemos ter respostas acerca das decisões tomadas pelos gestores. O presente estudo buscou analisar a estrutura espaço-temporal de assembleias de corais e algas em piscinas naturais de uma AMP no Atlântico Sul Ocidental, com diferentes históricos de uso. Esse trabalho foi realizado a partir de transectos fixos em cada uma das três piscinas naturais, nos quais foram tiradas fotos em 2012 e 2018. A piscina sem histórico de uso apresentou maior diversidade de espécies de corais e segundo trabalhos pretéritos, maior complexidade de habitat. A piscina que teve sua visitação interrompida há mais de 15 anos obteve maiores valores de crescimento de corais. Entretanto, possivelmente devido à temperatura elevada e menor tamanho, ela apresentou baixa riqueza de espécies. Apesar de ter sido observado que a piscina visitada tem menor cobertura coralínea, maior cobertura de turf e algas frondosas, ela apresentou melhoras entre os anos, com aumento da cobertura de organismos construtores e redução de turf, demonstrando que a redução e o controle do número de visitantes ao dia podem ser fundamentais para manutenção e recuperação desse ecossistema recifal.

Palavras-chave: Banco Royal-Charlotte; monitoramento recifal; cobertura bentônica; impacto do turismo.

ANÁLISE DAS ASSEMBLEIAS DE CORAIS E ALGAS EM PISCINAS NATURAIS DE UMA ÁREA MARINHA PROTEGIDA NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL

ABSTRACT

The coral reefs are highly complex environments and offer diverse ecological and economic services. Due to global or local threats, these environments have been declining across the globe. The Marine Protected Areas (MPAs) have therefore the objective to secure coral conservation, maintenance and at times recover this ecosystem by ways of diverse initiatives. The monitoring of the changes in the protected areas is the key to the management of MPAs, thus we can have answers in regards to the decisions made by managers. The goal of the present study was investigate the spacial-temporal structure of the coral and algae assemblages in the natural tidal pools of a MPA in the South Western Atlantic, with different histories of use. This study was realized using fixed transects in three tidal pools, which were taken photos in 2012 and 2018. The tidal pool without historic use presented the highest diversity of coral species and previous studies showed higher habitat complexity. The tidal pool which had its visit interrupted over 15 years ago had highest values of coral growth, however, possibly due to its high temperature and smaller size, it showed low richness of species. In spite of having observed that the pool visited has smaller coral coverage, bigger coverage of turf and macroalgae, it showed improvement throughout the years, with an increase in the coverage of constructing organisms and the reduction of turf, showing that the reduction and control of the number of visitors throughout the day could be fundamental to the maintenance and recovery of this reef ecosystem.

Key-words: Royal-Charlotte; reef monitoring; benthic cover; impacts of tourism.

LISTA DE FIGURA

- Figura 1:** Localização do Parque Natural Municipal Recife de Fora no Brasil e sul da Bahia (à esquerda) e mapa da área de estudo com destaque para as piscinas naturais. (1) Piscina do Panan, (2) Piscina do Golfinho, (3) Piscina da Visitação. _____ 20
- Figura 2:** Média, desvio padrão e intervalo de confiança da relação Coral/Alga nas piscinas do Parque Natural Municipal Recife de Fora, BA, (L= borda Leste; N= borda Norte; O= borda Oeste; S= borda Sul). _____ 26
- Figura 3:** Média, desvio padrão e intervalo de confiança da cobertura total de algas das piscinas naturais do Parque Natural Municipal Recife de Fora em dois anos distintos (L= borda Leste; N= borda Norte; O= borda Oeste; S= borda Sul). _____ 29
- Figura 4:** Média, desvio padrão e intervalo de confiança da cobertura dos principais grupos morfofuncionais encontrados nas piscinas naturais do PNMRF. _____ 30
- Figura 5:** Média, desvio padrão e intervalo de confiança da cobertura total de coral das piscinas naturais do Parque Natural Municipal Recife de Fora em dois anos distintos (L= borda Leste; N= borda Norte; O= borda Oeste; S= borda Sul) _____ 33
- Figura 6:** Média, desvio padrão e intervalo de confiança da cobertura das principais espécies de corais encontradas nas piscinas naturais o PNMRF. _____ 35
- Figura 7:** Mapa da cobertura de corais em piscinas naturais ao longo do Parque Natural Municipal Recife de Fora, BA no ano de 2012. _____ 36
- Figura 8:** Mapa da cobertura de corais em piscinas naturais ao longo do Parque Natural Municipal Recife de Fora, BA no ano de 2018. _____ 37

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1:** Cobertura das principais categorias de corais e algas encontradas em cada uma das piscinas do Parque Natural Municipal Recife de Fora, Ba _____ 24
- Tabela 2:** Valores da Análise de Variância (ANOVA) comparando a importância dos fatores fixos (Piscina e Ano) nos modelos mistos, e a interação desses fatores na explicação da relação Coral/Alga. _____ 25
- Tabela 3:** Resultado do modelo misto com maior poder de explicação para a variabilidade encontrada na relação Coral/Alga. _____ 25
- Tabela 4:** Valores da Análise de Variância (ANOVA) comparando modelos mistos com e sem fatores fixos (Piscina e Ano) e a interação desses fatores para a cobertura total de algas, turf, frondosas, calcária incrustante e calcária articulada _____ 27
- Tabela 5:** Resultado do modelo misto com maior poder de explicação para a variabilidade encontrada na cobertura total de algas. _____ 27
- Tabela 6:** Cálculo da dissimilaridade entre as piscinas e os grupos morfofuncionais de algas que mais contribuem para as diferenças entre as piscinas (SIMPER). Abundância média de cada grupo em cada uma das piscinas, sua contribuição para dissimilaridade e o valor acumulativo das contribuições. _____ 28
- Tabela 7:** Cobertura (%) total de algas e de cada grupo morfofuncional nos anos 2012 e 2018 em cada uma das piscinas. _____ 29
- Tabela 8:** Valores da Análise de Variância (ANOVA) comparando modelos mistos com e sem fatores fixos (Piscina e Ano) e a interação desses fatores para a cobertura total de corais e das principais espécies das piscinas naturais do PNMRF. _____ 31
- Tabela 9:** Resultado do modelo misto com maior poder de explicação para a variabilidade encontrada na cobertura total de corais.
- Tabela 10:** Cobertura total de corais, bem como das espécies encontradas nas piscinas naturais do PNMRF nos anos de 2012 e 2018. _____ 32
- Tabela 11:** Cálculo da dissimilaridade entre as piscinas e espécies de corais que mais contribuem para essa dissimilaridade (SIMPER). Abundância média de cada espécie em cada uma das piscinas, sua contribuição para dissimilaridade e o valor acumulativo das contribuições. _____ 34

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
2. OBJETIVOS.....	14
2.1 Objetivo geral	14
2.2 Objetivos específicos	14
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	15
2.1 Estrutura e complexidade dos recifes de coral.....	15
2.2 Ameaças aos recifes de coral	15
2.2.1 Global.....	16
2.2.2 Local.....	17
2.3 AMPs	18
2.4 Recifes de coral no Brasil	19
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	20
3.1 Área de estudo	20
3.2 Coleta de dados	21
3.3 Análise de dados	23
4. RESULTADOS	25
4.1 Relação coral / alga.....	25
4.2 Estruturas das assembleias de algas	27
4.3 Estruturas das assembleias de coral	32
5. DISCUSSÃO.....	39
6. CONCLUSÕES	43
REFERÊNCIAS	44

1. INTRODUÇÃO

A diversidade e o funcionamento dos recifes de coral podem, em parte, ser atribuída à grande complexidade de estrutura que existe nesses ambientes (MACARTHUR; MACARTHUR, 1961; GRAHAM; NASH, 2012). Essa estrutura é formada a partir de características geológicas e matrizes de organismos mortos que servem de base para o crescimento de outros indivíduos (KLEYPAS et al., 2001; SPALDING et al., 2001), bem como da competição de organismos sésseis devido à limitação do espaço (WOOLDRIDGE, 2013), e é influenciada por fatores naturais e antrópicos (globais e locais) como a sobrepesca, turismo e os efeitos das mudanças climáticas (CONNELL, 1978; GLYNN, 1993).

Dessa forma, tanto a criação quanto a implantação de Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) em ambientes recifais faz-se necessário visto que diversos trabalhos já relataram não só mudanças na estrutura das assembleias bentônicas e no crescimento dos recifes, como também em toda a biodiversidade e funcionamento das interações ambientais associados a este ecossistema (KLEYPAS et al., 2001; ALVAREZ-FILIP et al., 2009). Como os ecossistemas marinhos são influenciados tanto por processos globais como regionais, informações padronizadas sobre a estrutura da comunidade tornam-se cruciais para avaliar respostas aos distúrbios naturais e antropogênicos de larga escala (AUED et al., 2018).

O Parque Natural Municipal Recife de Fora (PNMRF) é uma AMP que engloba uma importante formação recifal na zona costeira do Banco Royal Charlotte, o qual é um dos sistemas recifais mais ricos do Atlântico Sul e, portanto, área prioritária para conservação. Sendo assim, o presente trabalho tem como objetivo analisar a estrutura das assembleias de corais e algas de piscinas naturais do PNMRF, visando identificar possíveis padrões espaço-temporais.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

- Avaliar a estrutura das assembleias de corais e algas das piscinas naturais de uma Área Marinha Protegida no Atlântico Sul Ocidental.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Mapear a distribuição de corais em cada uma das piscinas e em diferentes anos;
- Comparar a relação coral/alga, a cobertura e a composição de corais e algas em cada uma das piscinas e em cada um dos anos analisados (2012 e 2018);
- Identificar possíveis padrões espaço-temporais nas piscinas estudadas

2. REFERENCIAL TEÓRICO

Entende-se como estrutura a organização espacial dos objetos no ambiente (MCCOY; BELL, 1991). A estrutura do habitat tem efeitos na composição e funcionamento de um ecossistema (FLOETER, 2000) e existe uma relação positiva entre a complexidade e a variedade de micro-habitats e nichos, os quais por sua vez tem relação positiva com a diversidade de um ecossistema (MAYHEW, 2009). Além disso, essa estrutura pode influenciar as variações na distribuição de determinados grupos tanto espacial quanto temporalmente, devido a processos ecológicos tais como: competição por recursos, dinâmica populacional, recrutamento e assentamento de espécies (HOLOMUZKI; BIGGS, 2000).

2.1 Estrutura e complexidade dos recifes de coral

Os recifes são estruturas rochosas ou biogênicas caracterizadas por sua diversidade e complexidade (CONNELL, 1978; BRASIL, 2006; VILLAÇA, 2009). Dentre esses ecossistemas, os recifes de coral são os mais diversos e produtivos, podendo ser comparados às florestas tropicais (CONNELL, 1978). São formados principalmente por carbonato de cálcio depositado por corais escleractíneos e algas calcárias (PRATES, 2012), os quais influenciam a dinâmica da estrutura bentônica e conseqüentemente do ecossistema como um todo (DIAZ-PULIDO et al., 2012). A sobreposição dos organismos que compõem esse ecossistema cria um ambiente tridimensional complexo, que proporciona uma alta variedade de habitats e espécies dentro do recife (GLYNN, 1997).

Esses ambientes oferecem diversos serviços ecológicos (e.g., abrigo e alimento) e econômicos (e.g., recursos pesqueiros, recreação, proteção costeira) (MOBERG; FOLKE, 1999; HICKS, 2011). Dessa forma, acabam se tornando ambientes alvo de grande pressão de origem antrópica (GLYNN, 1997).

Diversos estudos demonstram que perdas generalizadas de corais vivos ou aumento da cobertura de alga estão sendo acompanhados por uma redução na complexidade estrutural geral dos recifes (MCCLANAHAN; SHAFIR, 1990; GARDNER et al., 2003; ALVAREZ-FILIP et al., 2009; PANDOLFI et al., 2011).

2.2 Ameaças aos recifes de coral

2.2.1 Global

As pressões globais estão relacionadas às consequências das mudanças climáticas (MCCLANAHAN et al., 2014; MUMBY et al., 2014) e os organismos desse ecossistema respondem a essas e outras ameaças de diversas formas. O aumento da temperatura da atmosfera e dos oceanos (SILVA; PAULA, 2009) é o fator de maior influência no processo de branqueamento dos corais. Embora esses ecossistemas sejam encontrados em temperaturas elevadas, eventos de anomalia térmica podem acarretar processos de branqueamento em massa (STONE et al., 1999; EAKIN et al., 2010; BAKER et al., 2008; KIKUCHI et al., 2010; LEÃO et al., 2010). Sendo assim, enquanto este fenômeno estiver acontecendo, a frequência, intensidade e número de áreas atingidas continuarão aumentando (HOEGH-GULDBERG, 1999).

A acidificação, por sua vez, pode comprometer as taxas de calcificação e consequentemente o crescimento dos corais construtores (DE'ATH et al., 2009; CHAN; CONNOLY, 2013), mas é importante salientar que esses efeitos serão diferentes de espécie para espécie (CHAN; CONNOLY, 2013; COMEAU et al., 2014). Além disso, este fenômeno pode também aumentar a sensibilidade dos corais ao aumento da temperatura, resultando em branqueamentos mais severos (DE'ATH et al., 2009; DOVE et al., 2013).

O branqueamento de corais é um fenômeno mundialmente conhecido, no qual há perda parcial ou total de algas simbiotas que vivem dentro do tecido desses organismos (LOUGH; VAN OPPEN, 2009). Essas algas, também conhecidas como zooxantelas, pertencem ao gênero *Symbiodinium* e em baixa densidade provocam alteração na coloração do tecido do coral, variando de pálido a translúcido, sendo então possível ver o esqueleto de carbonato de cálcio (DOUGLAS, 2003).

O branqueamento não implica necessariamente na morte do coral, visto que esses animais quando branqueados podem sobreviver e até adquirir novas populações de zooxantelas se as condições ambientais voltarem a ser favoráveis (DOUGLAS, 2003). Entretanto, este processo pode gerar a morte desses animais devido à insuficiência nutricional (GLYNN, 1993) ou aumento da vulnerabilidade às infecções (LESSER et al., 2007).

A morte de colônias de corais disponibiliza espaço para a colonização de outros organismos. Esses organismos podem ser novas larvas, propágulos de corais (MCMANUS e

POLSENBERG, 2005) ou macroalgas frondosas que inibem o estabelecimento de corais recifais podendo promover o fenômeno denominado “mudança de fase” (“Phase Shift”) (AINSWORTH; MUMBY, 2014). Um dos aspectos importantes desse processo diz respeito à substituição gradativa de organismos construtores por organismos não construtores (BAROT et al., 2009, 2012; WOOLDRIDGE, 2013), redução da biodiversidade e maturidade desse ecossistema (DONE, 1992; HUGHES, 1994; AINSWORTH; MUMBY, 2014).

2.2.2 Local

Pressões em escala local relacionam-se com influência direta da população e são causadas por fenômenos locais; estão presentes em todas as partes e, portanto representam graves ameaças (WILKINSON, 2008). Na costa leste do Brasil ambientes recifais próximos à costa (<5km) apresentam parâmetros de vitalidade recifal mais baixos quando comparados aos recifes oceânicos (>5km) (LEÃO et al., 2010).

Existem impactos indiretos como a criação de portos, marinas e demais construções litorâneas, que se encontram entre os mais significativos (VAN’T HOF, 2001). O aumento da sedimentação e concentração de nutrientes em ambientes marinhos através do escoamento da água doce decorrente do desmatamento de florestas e desenvolvimento de agricultura em áreas de alta precipitação (MULLER-PARKER; DÉLIA, 1997) podem favorecer o crescimento de macroalgas marinhas (BARRADAS et al., 2012) e o consequente desequilíbrio do ecossistema.

Os impactos diretos provocados pelo turismo não ordenado (*e.g.*, pisoteio, atividades de mergulho) interferem na cadeia trófica e no equilíbrio do ecossistema (GOULART; CALLISTO, 2003). Em recifes de coral onde as atividades antrópicas não são controladas, a capacidade de carga provavelmente será superada levando assim à degradação generalizada desses ambientes (HAWKINS; ROBERTS, 1994; LIRMAN, 2001).

A qualidade da água pode passar por alterações, como por exemplo o aumento da concentração de amônia, nitrato e fosfato em época de alta temporada turística (BARRADAS et al., 2012). Essas variações estão relacionadas com maior aporte de nutrientes durante períodos de maior número de turistas no ambiente (BARRADAS et al., 2012). Além de fatores químicos, os fatores biológicos também podem ser correlacionados com o aumento da atividade turística. Barradas e colaboradores (2010) observaram aumento na porcentagem de cobertura de algas marinhas em áreas com maior número de visitantes. Villaça (2002)

também correlacionou mudanças na diversidade e biomassa de algas em ambientes que recebem esse impacto, concluindo que esses organismos são bons indicadores de perturbações antrópicas.

Trabalhos como o de Burkepille e Hay (2006) demonstram que o efeito da pressão dos herbívoros e da eutrofização também colaboram para mudança de fase dos recifes dominados por corais para macroalgas, especialmente no Caribe, mas que cada um destes fatores irá atuar de maneira e intensidade diferentes entre latitudes e produtividade inerente dos ecossistemas.

2.3 AMPs

A gestão tradicional de recursos não conseguiu evitar que os habitats fossem superexplorados e degradados (BELLWOOD et al., 2004; HALPERN et al., 2008; MORA, 2014). Nesse sentido, as Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) são uma ferramenta importante para a conservação e o manejo de ecossistemas marinhos, visto que podem reduzir a pressão de atividades danosas internamente (CHAPE et al., 2005). Woodland e Hooper (1977) já previam que os parques marinhos de recife de coral teriam problemas em adequar a preservação do ambiente ao exercício do uso. Isso porque a resistência dos corais ao pisoteio varia entre as áreas dentro de um mesmo recife. Desse modo, as rotas utilizadas para pisoteio do recife precisam ser escolhidas em relação à resistência do habitat (KAY; LIDDLE, 1989). Estratégias de gerenciamentos efetivas podem, portanto, conter o pisoteio à áreas estreitas, ao invés de permitir o acesso livre aos turistas (HAWKINS; ROBERTS, 1993).

Dessa forma, o monitoramento dessas AMPs torna-se ainda mais importante em seu gerenciamento, já que através dele serão fornecidas informações necessárias para o manejo efetivo da área. Além disso, o monitoramento dessas áreas auxilia na lacuna existente em relação à falta de linhas de base históricas e de dados de longo prazo através de metodologias padronizadas, as quais dificultam avaliações mais precisas do estado de conservação desses ambientes (SWEATMAN et al., 2011).

Tedesco e colaboradores (2017) enfatizam a importância de definir a capacidade de carga nessas AMPs, para que seja possível limitar o número de visitantes diários e então intensificar a supervisão e promover a conscientização dos visitantes. Há uma necessidade urgente de integrar as pesquisas científicas às iniciativas técnicas que visem ajudar os gestores das AMPs a alocar seus recursos de maneira mais eficiente, de modo a diminuir o impacto

causado pelo turismo nos ambientes recifais brasileiros (TEDESCO et al., 2017; GIGLIO et al., 2015).

2.4 Recifes de coral no Brasil

Os recifes brasileiros são os únicos do Atlântico Sul Ocidental (PAULAY, 1997). Eles ocorrem uma área de mais de 3.000 Km de costa (PAULAY, 1997), apesar de nem todos serem compostos por estruturas biogênicas verdadeiras (CASTRO e PIRES, 2001). Formam estruturas diversificadas tanto quanto a sua história, como quanto a sua morfologia e biota, gerando ambientes recifais heterogêneos (BRASIL, 2006). São ambientes com baixa diversidade de corais, com menos de 20 espécies, dentre as quais 8 são endêmicas (CASTRO; PIRES., 2001; FERREIRA; MAIDA, 2006)

No extremo sul da Bahia encontramos dois dos maiores bancos recifais da costa leste do Brasil: o banco dos Abrolhos e o Royal Charlotte (AMADO-FILHO et al., 2012). O banco Royal Charlotte fica localizado mais ao Norte e até recentemente não havia sido considerada prioridade nos estudos científicos (MAGRIS et al., 2016; TEDESCO et al., 2018). Estudos anteriores encontraram grande cobertura de coral, principalmente de espécies endêmicas do Brasil (TEDESCO, 2017) no Parque Natural Municipal Recife de Fora.

Sendo assim, o monitoramento dos principais organismos bentônicos que compõem esta AMP faz-se necessário para entender as diferenças espaço-temporais dentro deste ambiente.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O Parque Natural Municipal Recife de Fora (Figura 1) ($16^{\circ}23'30''$ - $16^{\circ}25'06''$ S e $038^{\circ}58'30''$ - $038^{\circ}59'18''$ W) foi criado em 1997, está localizado há cerca de 8 km de distância da costa do município de Porto Seguro, Bahia e sua área é de cerca de 17.5 Km² (COSTA JR. et al, 2002). Formado por um platô principal ($\approx 2,5$ km²) e pináculos vizinhos (≈ 3 km²) esta Área Marinha Protegida (AMP) fica na zona costeira do Banco Royal Charlotte, costa Leste do Brasil (TEDESCO et al., 2018).

As piscinas naturais analisadas no presente estudo são formadas na maré baixa e variam em tamanho e histórico de visitação. A piscina de Visitação (8.900m²) tem tamanho intermediário e vem sendo continuamente utilizada para fins de turismo há cerca de três décadas. A piscina do Golfinho (4.400m²) é a menor dentre as três e teve as atividades de visitação interrompidas em março de 2002. Já a piscina do Panan (29.100m²) é a maior e, provavelmente devido à dificuldade de acesso, não possui histórico de visitação turística (TEDESCO et al, 2018).

Apesar de a visitação ter sido realizada durante muitos anos sem nenhum controle, em 2004 um Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) foi firmado entre o Ministério Público Federal e a Prefeitura Municipal de Porto Seguro. Foram determinadas diversas medidas que ordenam a visitação no PNMRF. Entretanto, neste período o número de visitantes na piscina de Visitação ainda era de 1500 a 2000 pessoas/dia (Secretaria Municipal de Meio Ambiente 2015). Só em 2011, devido à recomendação do Ministério Público, um estudo do IBAMA definiu o número de 400 pessoas/dia. Entretanto, apesar de impostas essas limitações, ainda não há estudos que comprovem qual seria o número de visitantes ideal ou quais áreas propícias para a atividade turística (Secretaria Municipal de Meio Ambiente 2015).

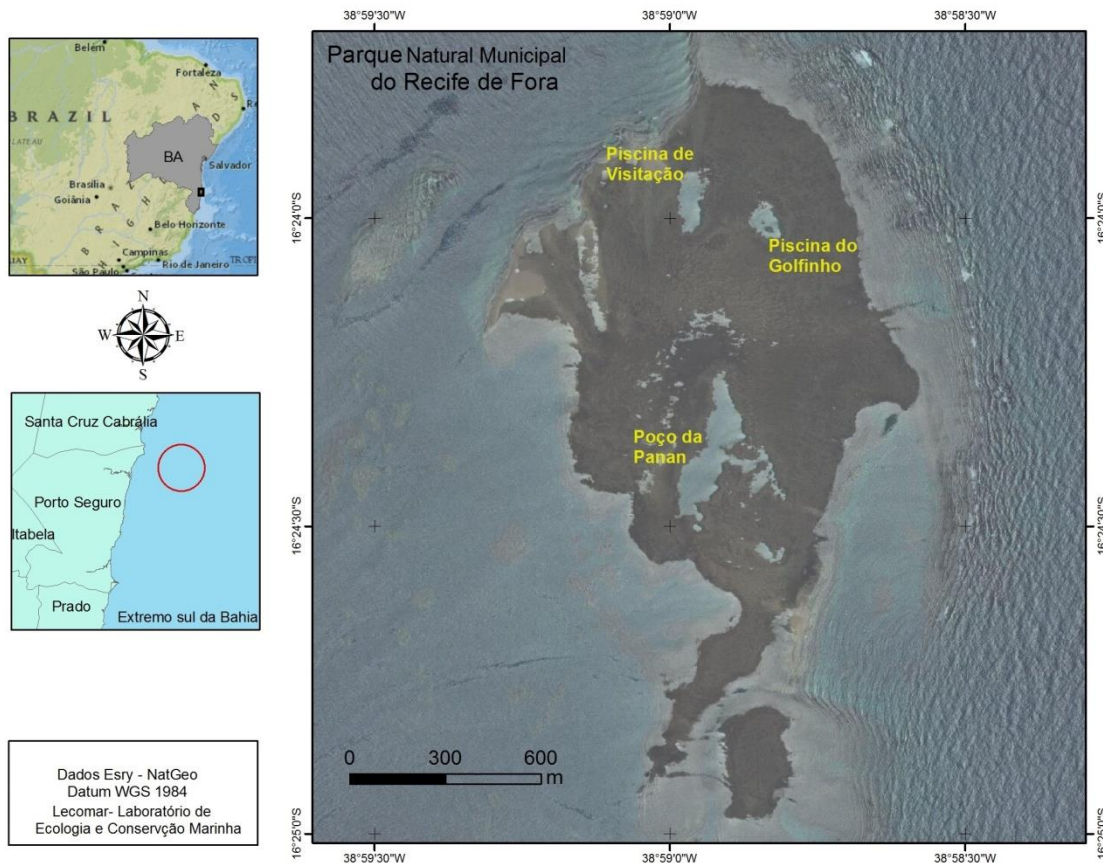


Figura 2: Localização do Parque Natural Municipal Recife de Fora no Brasil e sul da Bahia (à esquerda) e mapa da área de estudo com destaque para as piscinas naturais. (1) Piscina do Panan, (2) Piscina do Golfinho, (3) Piscina da Visitação.

3.2 Coleta de dados

Para avaliar a estrutura das assembleias de algas e corais foi utilizada metodologia de fotoquadrado, como descrito por Preskitt e colaboradores (2004). As imagens geradas através desta metodologia podem ser utilizadas para avaliar as mudanças temporais e espaciais através de parâmetros como percentuais de cobertura, diversidade de espécies, abundância relativa, densidade e tamanho das colônias de corais (ROGERS et al., 1994; HILL; WILKINSON, 2004).

No presente trabalho foram geradas fotos em julho de 2012 e em março e agosto de 2018 ao longo do mesmo transecto das quatro bordas (Norte, Sul, Leste e Oeste) de cada uma das piscinas (Figura 1), seguindo o protocolo a seguir:

1) delimitação da área da borda a ser amostrada através de pinos em aço inox 316 (450mm x Ø7,5mm), cravados aproximadamente a 40 cm abaixo da linha de maré baixa de sizígia - realizada em 2012. Em 2018 os pinos foram reencontrados para a reamostragem;

2) amarração de um fio de nylon ligando os pinos, seguindo o contorno da borda para servir de guia na amostragem (transecto) – realizada nos anos 2012 e 2018;

3) medição da distância linear entre os pinos com auxílio de trena – realizada em 2012;

4) registro das coordenadas geográficas dos pinos inicial e final de cada transecto, com auxílio de GPS, para posterior localização – realizada em 2012;

5) realização de desenho esquemático do perfil da borda recifal – realizada em 2012;

6) realização da amostragem de cada borda delimitada através de fotoquadrados de 50 x 35 cm distribuídos lado a lado ao longo do transecto formado pela disposição dos pinos fixados – realizada em 2012 e 2018.

Foram selecionadas aleatoriamente 20 fotos de cada uma das bordas, totalizando 480 fotos analisadas por ano.

De acordo com o levantamento prévio realizado por Lages (2014) e o objetivo do presente estudo foram definidos os grandes grupos que seriam analisados nas fotos, bem como as categorias que pertenciam a cada um deles:

1- Coral

1.1 Corais pétreos

Agaricia agaricites

Favia gravida

Montastraea cavernosa

Mussismilia braziliensis

Mussismilia hispida

Porites astreoides

Porites branneri

Siderastrea stellata

1.2 Hidrocorais

Millepora alcicornis

Millepora nitida

1.3 Octocorais

Muriceopsis sulphurea

2- Algas

2.1 Turf**2.2 Macroalgas**

Alga frondosa

Alga globosa

2.3 Algas calcárias

Alga calcária incrustante

Alga calcária articulada

3- Outros

Outros organismos não mencionados

Organismo não identificado

Dessa forma, o grupo Coral foi identificado no nível de espécie e o grupo Alga no nível de grupo morfofuncional observando espécies que podem ou não estar relacionadas filogeneticamente, mas que compartilham características morfológicas e anatômicas. Essas características podem relacionar-se com características ecológicas, como a utilização de recursos. Além disso, espécies de mesmo grupo funcional respondem de maneira semelhante aos distúrbios (STENECK; DETHIER, 1994).

A cobertura bentônica de cada fotoquadrado foi avaliada utilizando o programa Coral Point Count with Excel Extensions (CPCe). Para a definição do número de pontos aleatórios por foto foram selecionadas 10 fotos de cada uma das piscinas com aparente diferença de composição. Nesses fotoquadrados foram realizadas análises com diferentes números de pontos (50, 70, 100, 120, 150, 170, 200, 220, 250, 270, 300) e então, a partir dos valores de cobertura obtidos, foi gerado um gráfico de saturação e com 150 pontos os grupos alvo do presente estudo estabilizavam.

3.3 Análise de dados

Para a relação Coral/Alga seguimos a seguinte equação:

$$C/A = CT/AT$$

C/A = valor da relação Coral/Alga

CT= valor referente a % de cobertura total dos corais

AT= valor referente a % de cobertura total das algas

Sendo assim, quanto maior o valor dessa relação, menor é a cobertura algal e/ou maior é a cobertura de corais da amostra.

Previamente as análises, a transformação arco seno foi utilizada sobre a porcentagem de cobertura a fim de evitar maior influência de percentuais extremos nas análises utilizando o *Software R*.

Usamos R (R Core Team, 2012) e o pacote lme4 (BATES et al., 2012) para realizar uma análise linear de efeitos mistos da relação entre a cobertura (espécies de corais ou grupos de algas, bem como coral total, alga total e relação coral-alga) nas piscinas e nos anos. Como efeitos fixos, inserimos o fator piscina (3 níveis) e ano (2 níveis) no modelo. Fotos e bordas foram inseridas como efeitos aleatórios, levando em consideração um desenho amostral de medidas repetidas. Os valores de Probabilidade de Significância (P), foram obtidos por testes de razão de verossimilhança entre o modelo completo e o modelo reduzido através de ANOVAs, também no mesmo *Software*.

Para observar a dissimilaridade entre as piscinas e os anos, bem como as espécies de corais ou grupos de algas que mais contribuem para esta diferença, foi usada uma Análise de Percentual de Similaridade – SIMPER, baseada no Índice de Bray-Curtis.

Os mapas de distribuição da cobertura de corais ao longo das bordas das piscinas e dos anos foi elaborado utilizando o método de interpolação pelo inverso do quadrado da distância no software ArcGIS. Para gerar os valores dos pontos não amostrados, utilizamos os 12 pontos mais próximos e assim estimamos a distribuição dos corais.

4. RESULTADOS

Algas e corais correspondem a 91,8% da cobertura bentônica média das piscinas naturais do Parque Natural Municipal Recife de Fora. Em relação às categorias de corais temos: corais pétreos com cobertura média total de 17,44% \pm 15,89 Desvio Padrão, os hidrocorais correspondem a 1,94% \pm 6,94, os octocorais apenas 0,2% \pm 2,26 (essa categoria é representada por uma única espécie que ocorre apenas na piscina do Panan). Já nas categorias de algas temos: turf com maior cobertura média (62,56% \pm 20,1), algas calcárias com 5,77% \pm 7,35 e macroalgas com cobertura média de 3,87% \pm 7,74 (Tabela 1).

Tabela 1: Média e desvio padrão da cobertura das principais categorias de corais e algas encontradas em cada uma das piscinas do Parque Natural Municipal Recife de Fora, BA

Piscina da Visitação									
Categoria	Coral pétreo	Hidrocoral	Octocoral	Turf	Macroalga	Alga calcária	Zoantídeo	Coral total	Alga total
Média (%)	10,9% \pm 11,3	0,19% \pm 0,86	0,00%	66,73% \pm 19,26	6,68% \pm 9,63	7,34% \pm 8,36	5,71% \pm 15,73	11,08% \pm 11,29	80,75% \pm 18,09
Piscina do Golfinho									
Categoria	Coral pétreo	Hidrocoral	Octocoral	Turf	Macroalga	Alga calcária	Zoantídeo	Coral total	Alga total
Média (%)	26,02% \pm 18,19	0,23% \pm 1,22	0,00%	60,32% \pm 19,4	2,27% \pm 4,92	5,73% \pm 7,17	3,68% \pm 11,23	26,25% \pm 18,21	68,32% \pm 20,63
Piscina do Panan									
Categoria	Coral pétreo	Hidrocoral	Octocoral	Turf	Macroalga	Alga calcária	Zoantídeo	Coral total	Alga total
Média (%)	15,43% \pm 13,42	5,41% \pm 11,17	0,63% \pm 3,89	60,64% \pm 21,09	2,66% \pm 7,18	4,32% \pm 6,04	9,33% \pm 19,31	21,47% \pm 15,2	67,53% \pm 18,9

4.1 RELAÇÃO CORAL / ALGA

Ao comparar a importância relativa dos fatores ano e piscina sobre os valores da relação Coral/Alga (Tabela 2) observou-se que o fator ano contribuiu para a redução dos resíduos do modelo completo, porém não foi significativo, observando somente um incremento de 0,23% entre os anos de 2012 e 2018. Já o fator piscina contribuiu significativamente para o aumento da explicação do modelo ao ser adicionado ao modelo nulo (sem nenhum fator fixo), e foi selecionado como melhor modelo apresentando o menor valor

de AIC (Tabela 2). Na piscina da Panan e de Visitação observou-se uma diferença de 14,71% e 46,22% menor, respectivamente, em relação aos valores encontrados na Golfinho (Tabela 3). Demonstrando que a piscina de Visitação possui menor cobertura de coral e/ou maior cobertura de algas.

Tabela 2: Valores da Análise de Variância (ANOVA) comparando a importância dos fatores fixos (Piscina e Ano) nos modelos mistos, e a interação desses fatores na explicação da relação Coral/Alga.

Modelos	Df	AIC	deviance	Chisq	Chi Df	P
Relação Coral/Alga						
Nulo	4	1958	1950			
Ano	5	1957,6	1947,6	2,3298	1	0,1269
Piscina	6	1896,9	1884,9	62,7155	1	2,388e-15*
Ano + Piscina	9	1897,7	1879,7	5,17	3	0,1598

Tabela 3: Resultado do modelo misto com maior poder de explicação para a variabilidade encontrada na relação Coral/Alga.

CORAL.ALGA ~ PISCINA + (1 FOTO) + (1 BORDA)			
Efeitos aleatórios			
Grupos	Nome	Variância	DF
Foto	(Intercept)	0,24089	0,4908
Borda	(Intercept)	0,07937	0,2817
Residual		2,70626	1,6451
Efeitos fixos			
	Estimativa	Erro	T
(Intercepto)	3,6579	0,1994	18,343
Piscina Panan	-0,5381	0,1996	-2,696
Piscina Visitação	-1,6907	0,1996	-8,47

Dentro da piscina do Golfinho, principalmente na borda Norte estão os maiores valores dessa relação (Figura 2). Além disso, a borda Norte da piscina de Visitação é a que possui menores valores e maior homogeneidade em relação a esta variável (Figura 2).

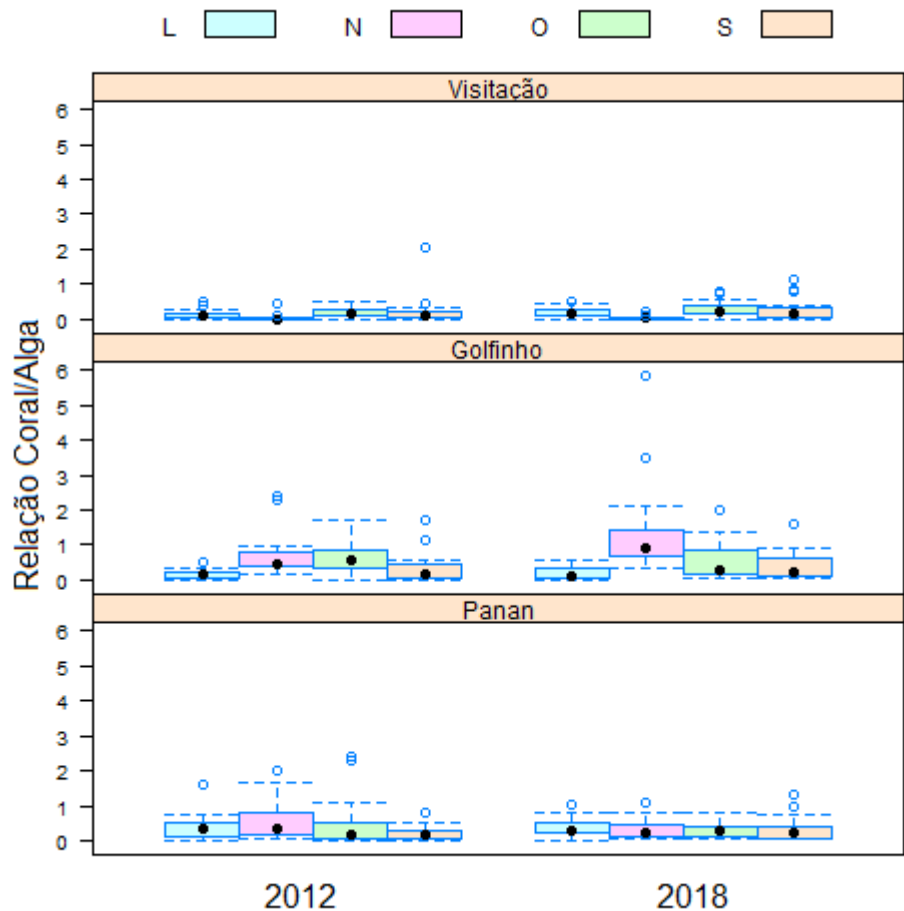


Figura 2: Relação Coral/Alga nas piscinas do Parque Natural Municipal Recife de Fora, BA, (L= borda Leste; N= borda Norte; O= borda Oeste; S= borda Sul). Os pontos pretos referem-se as médias, as caixas coloridas aos desvios padrão e as barras em T os intervalos de confiança de cada borda.

4.2 ESTRUTURAS DAS ASSEMBLEIAS DE ALGAS

A comunidade bentônica das piscinas naturais do PNMRF é dominada por algas (cobertura média= 72,2% \pm 20,13). Ao comparar a importância relativa dos fatores ano e piscina sobre os valores de cobertura total de algas observou-se que o modelo com ambos os fatores é significativo para explicação da variabilidade dos dados e também possui menor valor de AIC (Tabela 4). Houve uma redução significativa de 3,46% da cobertura total de algas entre os anos de 2012 e 2018. Na piscina da Panan há 1,87% menos cobertura de algas que na Golfinho, enquanto a Visitação possui 15,07% mais alga comparada a esta mesma piscina (Tabela 5), corroborando com o resultado encontrado para a relação coral/alga.

Tabela 4: Valores da Análise de Variância (ANOVA) comparando modelos mistos com e sem fatores fixos (Piscina e Ano) e a interação desses fatores para a cobertura total de algas, turf, frondosas, calcária incrustante e calcária articulada.

Modelos	Df	AIC	Deviance	Chisq	Chi Df	P
Alga Total						
Nulo	4	3871,4	3863,4			
Ano	5	3869,5	3859,5	3,8805	1	0,04885*
Piscina	6	3830,9	3818,9	40,5936	1	1,874e-10*
Ano + Piscina	7	3829	3815	3,8805	1	0,04885*
Cobertura Turf						
Nulo	4	3820	3812			
Ano	5	3796,3	3786,3	25,673	1	4,045e-07*
Piscina	6	3813,4	3801,4	0	1	1
Ano + Piscina	7	3789,7	3775,7	25,673	1	4,045e-07*
Cobertura Frondosas						
Nulo	4	3497	3489			
Ano	5	3498,8	3488,8	0,1683	1	0,6816
Piscina	6	3471,7	3459,7	29,1228	1	6,793e-08*
Ano + Piscina	7	3473,5	3459,5	0,1683	1	0,6816
Cobertura Calcária incrustante						
Nulo	4	3317,1	3309,1			
Ano	5	3251,8	3241,8	67,225	1	2,422e-16*
Piscina	6	3303,2	3291,2	0	1	1
Ano + Piscina	7	3236,2	3222,2	69,04	1	<2,2e-16*
Cobertura Calcária articulada						
Nulo	4	3176	3168			
Ano	5	3069	3059	109,04	1	<2e-16*
Piscina	6	3139,1	3127,1	0	1	1
Ano + Piscina	7	3020,9	3006,9	120,17	1	<2e-16*

Tabela 5: Resultado do modelo misto com maior poder de explicação para a variabilidade encontrada na cobertura total de algas.

ALGATOTAL ~ ANO+ PISCINA + (1 FOTO) + (1 BORDA)			
Efeitos aleatórios			
Grupos	Nome	Variância	DF
Foto	(Intercept)	35,785	5,982
Borda	(Intercept)	2,609	1,615
Residual		132,466	11,509
Efeitos fixos			
	Estimativa	Error	T
(Intercept)	60,128	2,1	28,628
Ano	-2,078	1,051	-1,978
Piscina Panan	-1,127	1,597	-0,705
Piscina Visitação	9,063	1,597	5,675

A Análise de Similaridade apontou os grupos Turf, Frondosa, Calcária incrustrante e Calcária articulada como sendo os que mais contribuem para a diferença das piscinas (Tabela 6). Para os grupos Turf, Calcária incrustrante e articulada o modelo com os fatores piscina e ano é o melhor, enquanto que para as frondosas o melhor modelo é o que contém apenas o fator piscina, mostrando que não houve diferença significativa na cobertura de algas frondosas entre os anos (Tabela 4).

Tabela6: Cálculo da dissimilaridade entre as piscinas e os grupos morfofuncionais de algas que mais contribuem para as diferenças entre as piscinas (SIMPER). Abundância média de cada grupo em cada uma das piscinas, sua contribuição para dissimilaridade e o valor acumulativo das contribuições.

Visitação e Golfinho	Dissimilaridade = 26.33%	Visitação	Golfinho		
	Grupos	Abundância média	Abundância média	Contribuição %	Acumulativo
	Turf	66.73	60.32	59.54	59.54
	Frondosas	6.07	2.15	17	76.55
	Calcária Incrustrante	5.4	2.92	13.33	89.87
	Calcária Articulada	1.95	2.81	8.35	98.23
Visitação e Panan	Dissimilaridade = 27,71%	Visitação	Panan		
	Grupos	Abundância média	Abundância média	Contribuição %	Acumulativo
	Turf	66.73	60.64	61.46	61.46
	Frondosas	6.07	2.48	17.63	79.09
	Calcária Incrustrante	5.4	3.69	13.77	92.87
Golfinho e Panan	Dissimilaridade = 27,05%	Golfinho	Panan		
	Grupos				
	Turf	60.32	60.64	68.45	68.45
	Calcária Incrustrante	2.92	3.69	11.74	80.2
	Frondosas	2.15	2.48	11.29	91.48

Apesar de haver grande variabilidade na cobertura total de algas dentro das bordas, a borda Norte da piscina de Visitação é visivelmente mais homogênea (tem menor variabilidade) que as demais bordas de todas as piscinas (Figura 3).

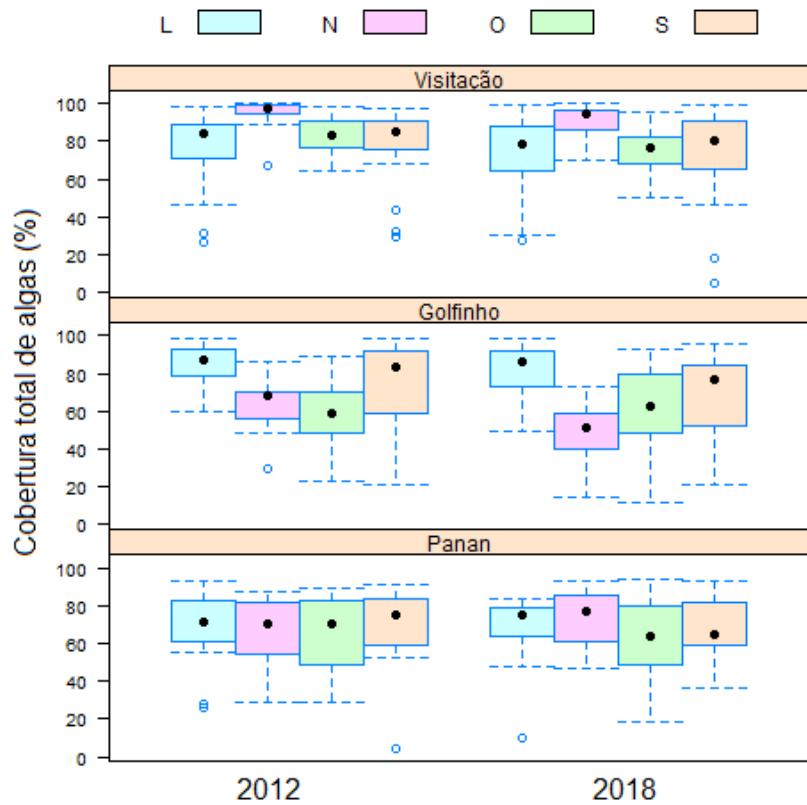


Figura 3: Cobertura total de algas das piscinas naturais do Parque Natural Municipal Recife de Fora em dois anos distintos (L= borda Leste; N= borda Norte; O= borda Oeste; S= borda Sul). Os pontos pretos referem-se as médias, as caixas coloridas aos desvios padrão e as barras em T os intervalos de confiança de cada borda.

Tabela7: Média e desvio padrão da cobertura (%) total de algas e de cada grupo morfofuncional nos anos 2012 e 2018 em cada uma das piscinas.

Grupo Morfofuncional	Visitação		Golfinho		Panan	
	2012	2018	2012	2018	2012	2018
Turf	73,52% ±16,8	59,9% ±19,25	66,38% ±19,18	54,2% ±17,75	60,85% ±22,7	60,43% ±19,48
Fronosasas	6,4% ±9,6	5,74% ±9,93	1,59% ±4,08	2,7% ±5,45	3,5% ±9,27	1,46% ±3,84
Globosas	0,5% ±0,93	0,72% ±1,88	0,07% ±0,3	0,18% ±0,62	0,04% ±0,25	0,3% ±1,38
Calcária Incrustrante	2,38% ±3,47	8,41% ±7,85	2,16% ±3,01	3,67% ±4,01	2,37% ±4,05	5,01% ±6
Calcária Articulada	0,49% ±1,03	3,4% ±4,6	0,25% ±0,69	5,37% ±7,08	0,08% ±0,42	1% ±2,69
Total	83,3% ±16,78	78,2% ±19,08	70,46% ±19,7	66,18% ±21,42	66,86% ±20,08	68,2% ±17,7

A piscina de Visitação tem maior cobertura de todos os grupos morfofuncionais de algas (Tabela 6). Nela a redução de cobertura de alga total foi de aproximadamente o dobro da média geral (5,09%) e Turf reduziu 13,59%, enquanto algas calcária incrustrante (+6,03%) e articulada (+2,91%) aumentaram a cobertura ao longo do tempo (Tabela5; Figura 4).

Na Golfinho essa redução de cobertura de alga total também foi maior que a média (4,28%) e turf reduziu sua cobertura (-12,12%). Em contrapartida as calcárias incrustrantes

(+1,5%) e principalmente articuladas (+5,12%) aumentaram sua cobertura de 2012 para 2018 (Tabela6; Figura 4).

Na piscina do Panan houve um aumento de aproximadamente 1,34% da cobertura algal. Esse aumento se deu nos grupos das calcárias incrustantes (+2,64%) e articuladas (+0,92%), enquanto turf reduziu minimamente (-0,42%) se comparada a redução encontrada para este grupo nas outras duas piscinas(Tabela6; Figura 4).

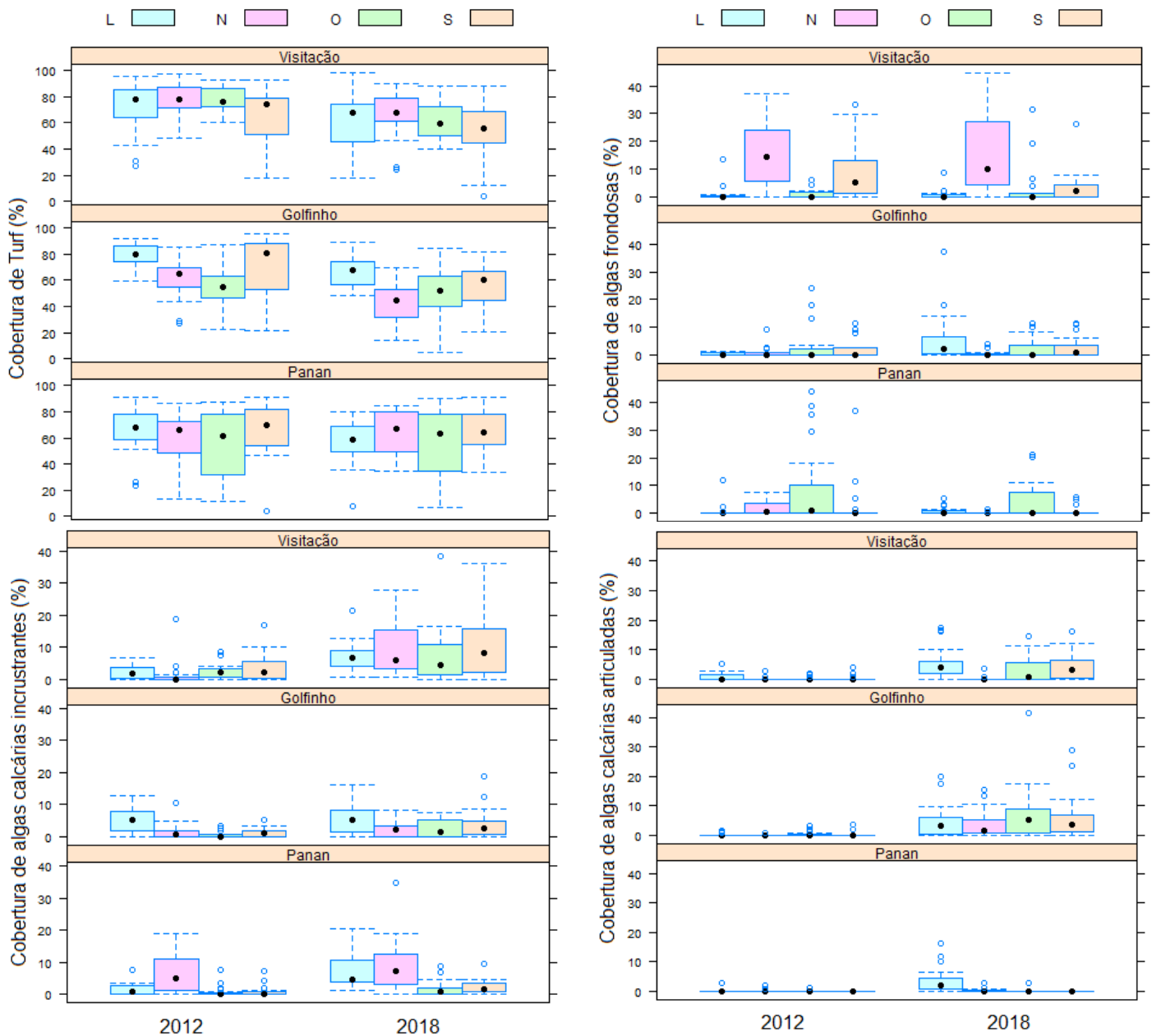


Figura 4: Cobertura dos principais grupos morfofuncionais encontrados nas piscinas naturais do PNMRF. O ponto preto refere-se a média, as caixas coloridas ao desvio padrão e a barra em T o intervalo de confiança de cada borda.

4.3 ESTRUTURAS DAS ASSEMBLEIAS DE CORAL

Os corais (corais pétreos, hidrocorais e octocorais) correspondem a aproximadamente 19,6% ($\pm 16,41$) da cobertura bentônica total das piscinas do PNMRF (Tabela 1). Existe diferença entre a cobertura de coral total entre as piscinas, porém o ano não aparece como fator cujo efeito seja significativo (Tabela 8; Figura 7 e 8), sendo a maior cobertura de corais na piscina do Golfinho, seguida da Panan e Visitação (Tabela 9), a qual possui cobertura média menor que a metade da cobertura média encontrada nas outras duas piscinas (Tabela 10; Figura 5).

Tabela 8: Valores da Análise de Variância (ANOVA) comparando modelos mistos com e sem fatores fixos (Piscina e Ano) e a interação desses fatores para a cobertura total de corais e das principais espécies das piscinas naturais do PNMRF.

Modelos	Df	AIC	Deviance	Chisq	Chi Df	P
Cobertura total de corais						
Nulo	4	3792,9	3784,9			
Ano	5	3793,4	3783,4	1,5068	1	0,2196
Piscina	6	3725	3713	70,4117	1	<2e-16*
Ano + Piscina	7	3725,5	3711,5	1,5068	1	0,2136
Cobertura <i>Agaricia agaricites</i>						
Nulo	4	2920,4	2912,4			
Ano	5	2909,5	2899,5	12,979	1	0,0003151*
Piscina	6	2915,1	2903,1	0	1	1
Ano + Piscina	7	2904,2	2890,2	12,979	1	0,0003151*
Cobertura <i>Favia gravida</i>						
Nulo	4	2830,3	2822,3			
Ano	5	2823	2813	6,2837	1	0,002312*
piscina	6	2758,3	2746,3	66,6631	1	3,221e-16*
Ano + Piscina	7	2751	2737	9,2837	1	0,002312*
Cobertura <i>Porites astreoides</i>						
Nulo	4	3256,3	3248,3			
Ano	5	3258,4	3248,2	0,024	1	0,877
piscina	6	3241,3	3229,3	18,9505	1	1,3242e-05*
Ano + Piscina	7	3243,3	3229,3	0,0249	1	0,8745
Cobertura <i>Siderastrea stellata</i>						
Nulo	4	3853,2	3845,2			
Ano	5	3852,1	3842,1	3,0421	1	0,08113
piscina	6	3779,3	3767,3	74,8073	1	<2e-16*
Ano + Piscina	7	3778,3	3764,3	3,0421	1	0,08113
Cobertura <i>Millepora alcicornis</i>						
Nulo	4	3027,4	3019,4			
Ano	5	3027,7	3017,7	1,6688	1	0,1964
piscina	6	2996,9	2984,9	32,824	1	1,009e-08*
Ano + Piscina	7	2991,1	2983,1	1,7944	1	0,1804
Cobertura <i>Millepora nitida</i>						
Nulo	4	2899,8	2891,8			
Ano	5	2900,4	2890,4	1,4255	1	0,2325
piscina	6	2833,9	2821,9	68,4969	1	<2e-16*
Ano + Piscina	7	2834,5	2820,5	1,4255	1	0,2325

Tabela 9: Resultado do modelo misto com maior poder de explicação para a variabilidade encontrada na cobertura total de corais.

CORALTOTAL ~ PISCINA + (1 FOTO) + (1 BORDA)			
Efeitos aleatórios			
Grupos	Nome	Variância	DF
Foto	(Intercept)	17,340	4,164
Borda	(Intercept)	3,508	1,873
Residual		116,264	10,783
Efeitos fixos			
	Estimativa	Error	T
(Intercept)	29,180	1,349	21,628
Piscina Panan	-3,308	1,374	-2,408
Piscina Visitação	-12,179	1,374	-8,866

Tabela 10: Média e desvio padrão da cobertura total de corais, bem como das espécies encontradas nas piscinas naturais do PNMRF nos anos de 2012 e 2018.

Espécie	Visitação		Golfinho		Panan	
	2012	2018	2012	2018	2012	2018
<i>Agaricia agaricites</i>	1,71% ±2,08	2,17% ±2,53	1,14% ±1,5	1,89% ±2,09	1,34% ±2,29	2,76% ±2,61
<i>Favia gravida</i>	0,89% ±1,39	1,47% ±2,21	0,23% ±0,59	0,3% ±0,82	1,5% ±2,31	1,91% ±1,97
<i>Mussismilia braziliensis</i>	0,19% ±0,97	0,26% ±1,97	0,4% ±2,87	0,52% ±3,46	1,36% ±5,4	1,14% ±4,99
<i>Mussismilia hispida</i>	0,02% ±0,1	0,07% ±0,48	0	0,02% ±0,15	0,1% ±0,6	0
<i>Montastrea cavernosa</i>	0	0	0	0	0	0,74% ±5,74
<i>Porites astreoides</i>	1,19% ±4,12	1,11% ±2,3	3,47% ±6,53	3,05% ±7,68	1,63% ±5,14	1,23% ±3,09
<i>Porites branneri</i>	0,24% ±0,47	0	0,22% ±0,74	0,04% ±0,16	0,32% ±0,93	0,02% ±0,11
<i>Siderastrea stellata</i>	5,62% ±9,48	6,86% ±8,73	18,76% ±16,55	21,98% ±19,9	8,31% ±12,7	8,7% ±13,03
<i>Millepora alcicornis</i>	0	0,01% ±0,85	0	0,06% ±0,45	4% ±12,17	1,23% ±4,87
<i>Millepora nitida</i>	0,19% ±0,95	0,16% ±0,67	0,19% ±1,34	0,17% ±0,98	2,65% ±5,11	1,94% ±4,27
<i>Muriceopsis sulphurea</i>	0	0	0	0	0,77% ±4,2	0,49% ±3,58
Total	10,05% ±10,71	12,11% ±11,8	24,41% ±16,64	28,08% ±19,59	22,66% ±17,11	20,28% ±13,03

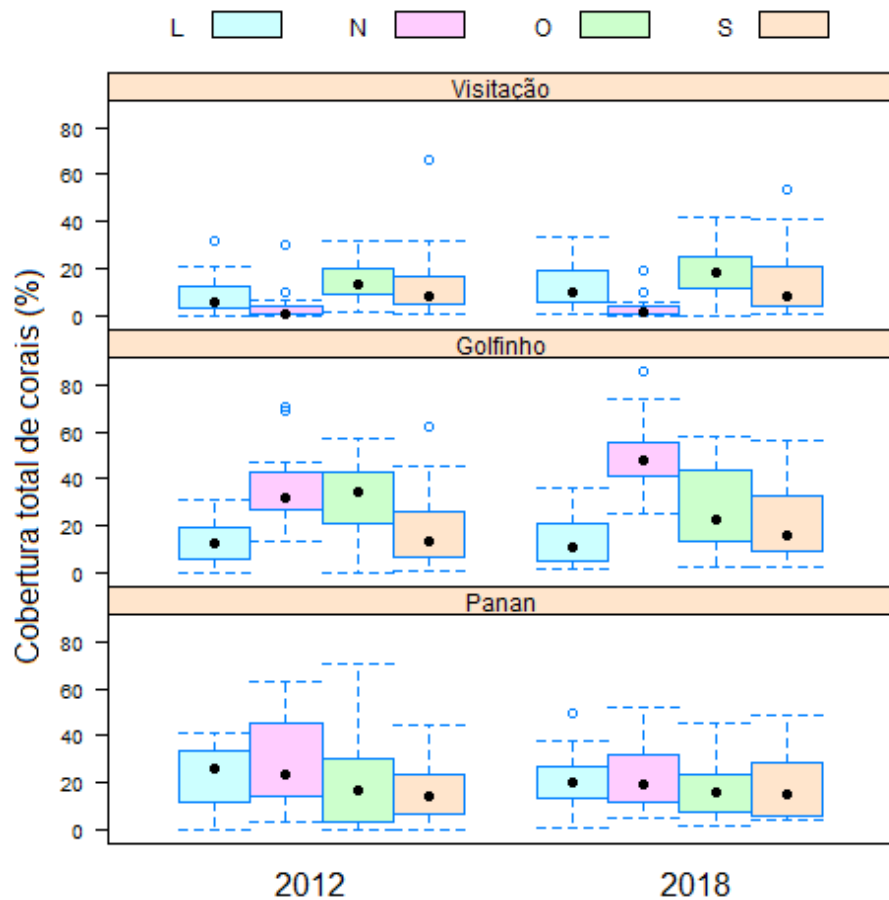


Figura 5: Cobertura total de coral das piscinas naturais do Parque Natural Municipal Recife de Fora em dois anos distintos (L= borda Leste; N= borda Norte; O= borda Oeste; S= borda Sul). Os pontos pretos referem-se a média, as caixas coloridas aos desvios padrão e as barras em T aos intervalos de confiança de cada borda.

Essa dissimilaridade entre as piscinas em relação à composição coralínea ocorre devido à contribuição de seis espécies de coral: os corais pétreos *Siderastrea stellata*, *Porites astreoides*, *Favia gravida* e *Agaricia agaricites*; e os hidrocorais *Millepora nítida* e *Millepora alcornis* (Tabela 11).

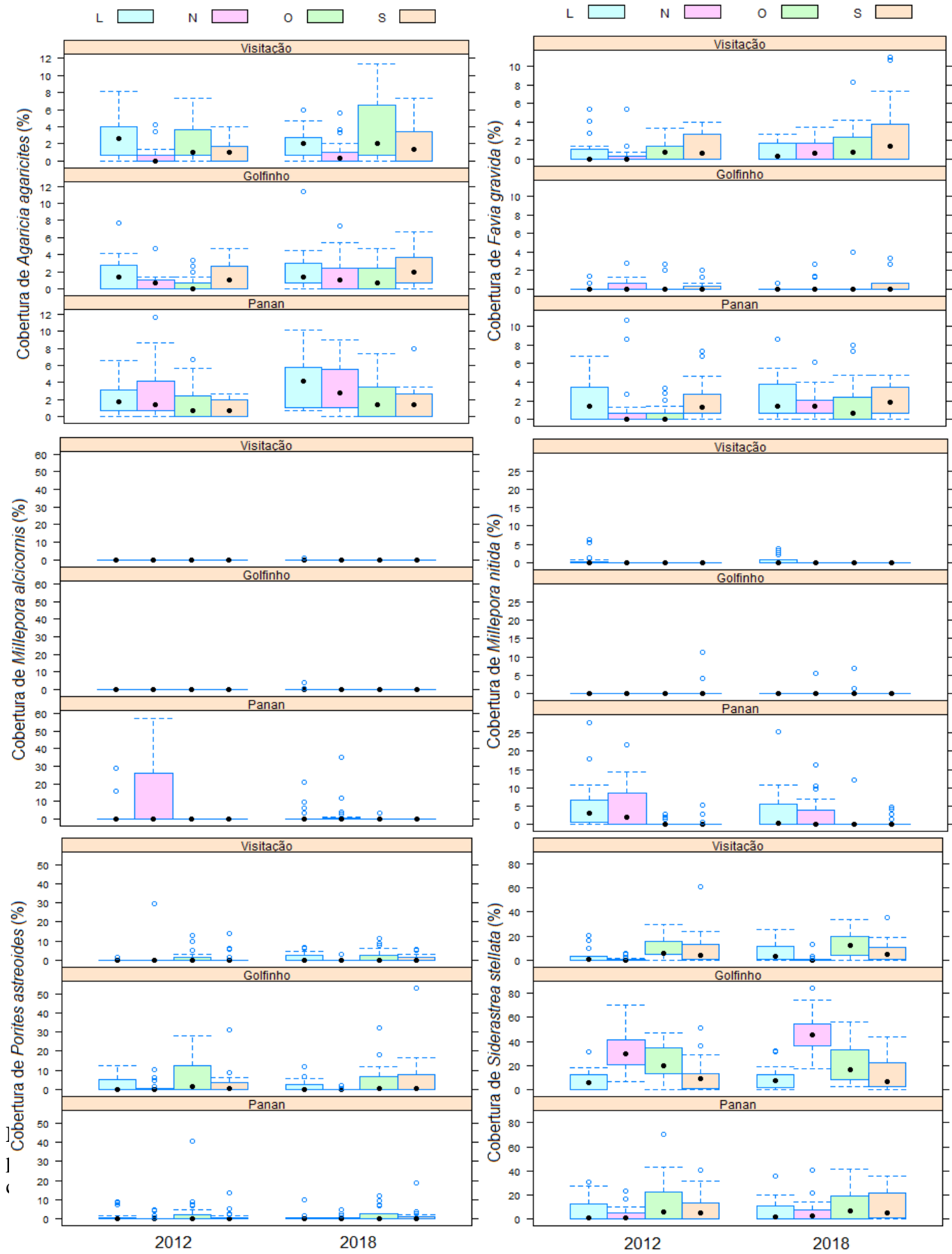
A cobertura das espécies de corais analisadas diferem entre as piscinas, porém apenas *Favia gravida* e *Agaricia agaricites* apresentam diferenças entre os anos, aumentando suas coberturas em todas as piscinas (Tabela 10). Golfinho possui a maior cobertura das espécies *S. stellata* e *P. astreoides*, enquanto Panan possui maior cobertura das demais (*F. gravida*, *M. nítida* e *M. alcornis*). A piscina de Visitação obteve menores valores de cobertura para todas as espécies, exceto para *F. gravida* (Tabela 10). Para a espécie *A. agaricites* o maior aumentou

ocorreu na piscina do Panan (+1,42%), enquanto para a espécie endêmica do Brasil *F. gravida* o maior aumento foi encontrado na piscina de Visitação (+0,58%).

Tabela 11: Cálculo da dissimilaridade entre as piscinas e espécies de corais que mais contribuem para essa dissimilaridade (SIMPER). Abundância média de cada espécie em cada uma das piscinas, sua contribuição para dissimilaridade e o valor acumulativo das contribuições.

Visitação e Golfinho	Dissimilaridade = 74.74%	Visitação	Golfinho		
	Espécies	Abundância média	Abundância média	Contribuição%	Acumulativo
	<i>Siderastrea stellata</i>	6,24	20,37	62,2	62,2
	<i>Porites astreoides</i>	1,15	3,26	15,14	77,33
	<i>Agaricia agaricites</i>	1,92	1,52	11,24	88,57
	<i>Favia gravida</i>	1,18	0,27	5,78	94,36
Visitação e Panan	Dissimilaridade = 77.41%	Visitação	Panan		
	Espécies	Abundância média	Abundância média	Contribuição%	Acumulativo
	<i>Siderastrea stellata</i>	6,24	8,51	38,64	38,64
	<i>Agaricia agaricites</i>	1,92	2,3	13,41	52,05
	<i>Favia gravida</i>	1,18	1,71	10,66	62,71
	<i>Millepora nítida</i>	0,18	2,29	9,95	72,66
	<i>Porites astreoides</i>	1,15	1,43	8,36	81,02
	<i>Millepora alcicornis</i>	0	2,62	6,62	87,64
Golfinho e Panan	Dissimilaridade = 74.3%	Golfinho	Panan		
	Espécies	Abundância média	Abundância média	Contribuição%	Acumulativo
	<i>Siderastrea stellata</i>	20,37	8,51	50,36	50,36
	<i>Porites astreoides</i>	3,26	1,43	12,12	62,48
	<i>Agaricia agaricites</i>	1,52	2,3	8,29	70,77
	<i>Millepora nítida</i>	0,18	2,29	7,26	78,03
	<i>Favia gravida</i>	0,27	1,71	6,51	84,53
	<i>Millepora alcicornis</i>	0,03	2,62	5,62	90,16

Embora o ano não seja um fator cujo efeito foi significativo para a explicação da variabilidade dos dados de cobertura das piscinas no geral, através dos mapas de cobertura de corais é possível observar redução de corais na borda norte e aumento nas demais bordas da piscina de Visitação (Figura 7 e 8).



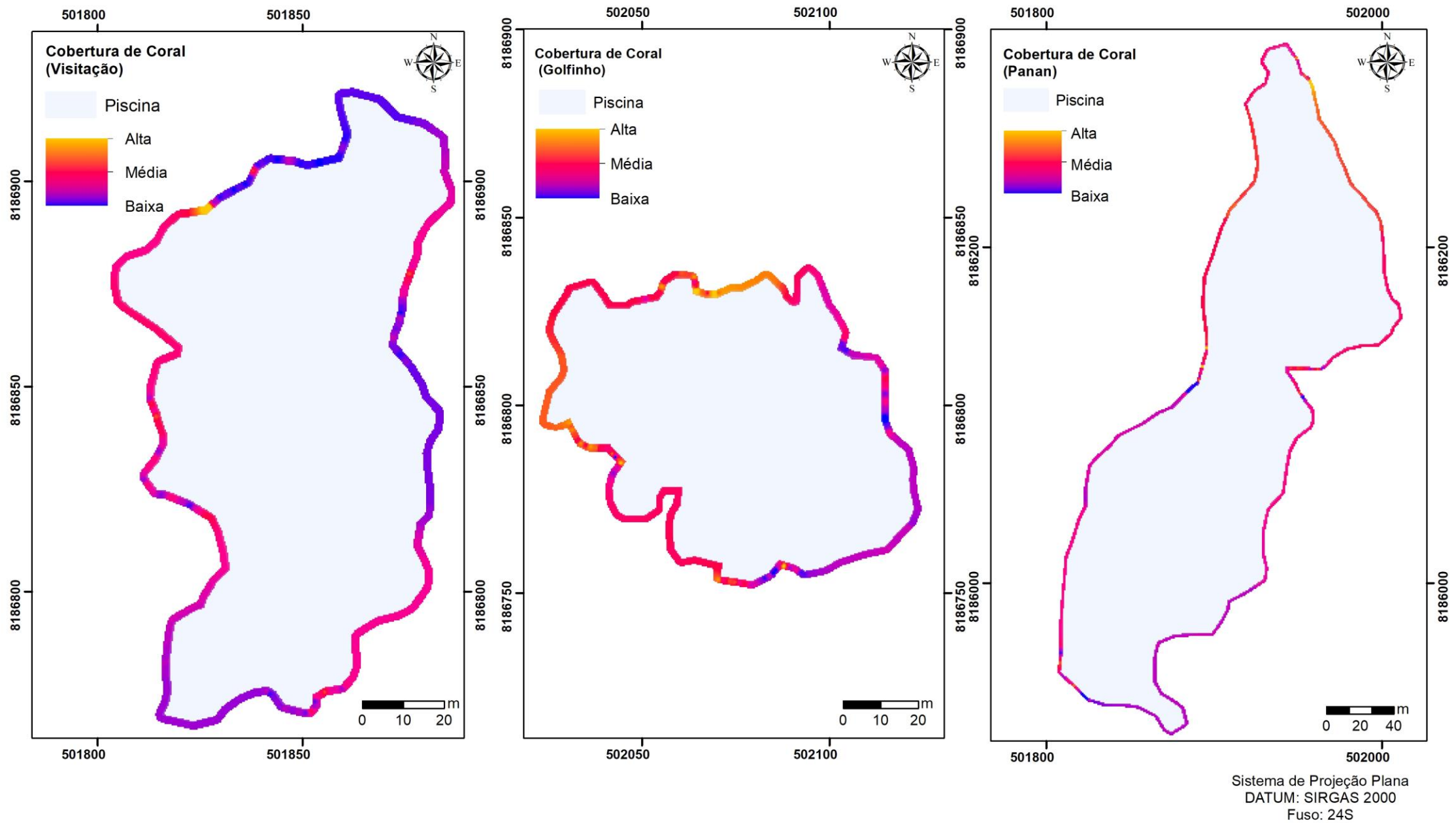


Figura 7: Mapa da cobertura de corais em piscinas naturais ao longo do Parque Natural Municipal Recife de Fora, BA no ano de 2012.

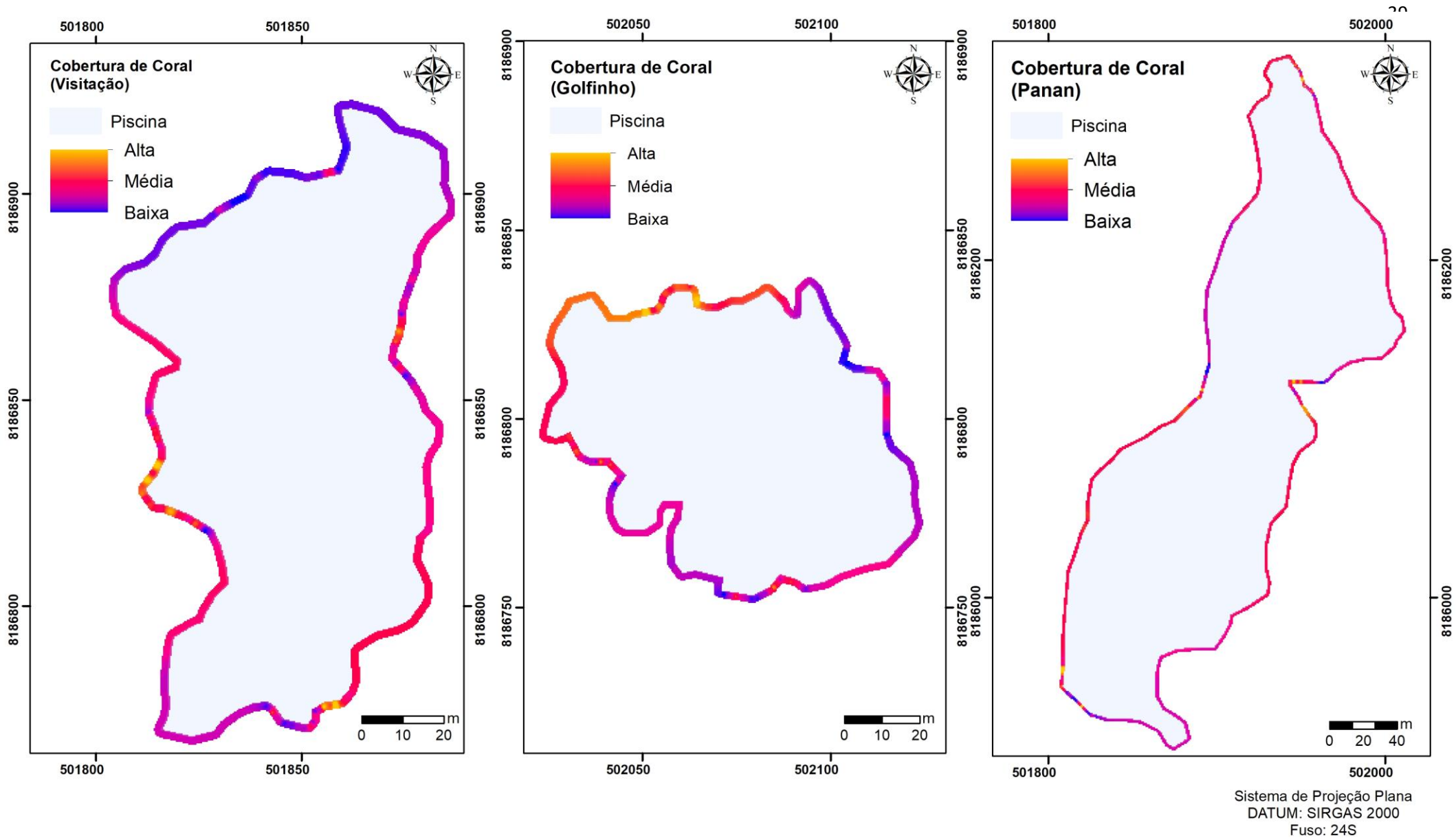


Figura 8: Mapa da cobertura de corais em piscinas naturais ao longo do Parque Natural Municipal Recife de Fora, BA no ano de 2018.

5. DISCUSSÃO

O presente estudo analisou a estrutura das assembleias de corais e algas e monitorou essa estrutura entre os anos de 2012 e 2018. O padrão de cobertura de ambas as assembleias foi semelhante ao encontrado para recifes com 1 a 7 metros de profundidade na região dos Abrolhos (região mais próxima a AMP analisada neste trabalho) por Aued e colaboradores (2018) ao realizarem a primeiro levantamento em larga escala de padrões de abundância e diversidade para comunidades bentônicas de águas rasas ao longo do litoral brasileiro.

Semelhante ao encontrado por Aued e colaboradores (2018), em relação às algas, temos dominância de turf, seguido de algas calcárias incrustantes e algas frondosas. Já comparado ao trabalho realizado por Amado-Filho e colaboradores (2018), entretanto, encontrou cobertura média de alga calcária de 20% para os recifes analisados entre os anos de 2006-2015, valor superior ao encontrado nas piscinas do PNMRF no presente estudo e constatou que esse grupo dobrou os valores de cobertura se comparado aos resultados obtidos por Francini-Filho e colaboradores (2013) que monitorou os recifes de Abrolhos entre os anos de 2003-2008 e encontrou valores de cobertura de alga calcária semelhantes ao encontrado no presente estudo.

Segundo Aued e colaboradores (2018) a dominância de turf e macroalgas nos recifes brasileiros pode ocorrer provavelmente devido a três motivos: (1) a condições das águas brasileiras e baixa cobertura de coral podem facilitar a cobertura de algas e macroalgas, resultando em um estado diferente e potencialmente estável para a comunidade; (2) o efeito de atividades antropogênicas, como redução de herbívoros e alta sedimentação e aumento de nutrientes causado pelo desenvolvimento urbano e pelo escoamento costeiro; ou (3) uma combinação de condições físico-químicas e atividades antrópicas. Entretanto, a falta de relatórios anteriores sobre a composição bentônica brasileira dificulta compreender se este padrão ocorre devido aos impactos ou se é natural dos nossos recifes. As algas calcárias, por sua vez, são comuns e colonizam rapidamente substratos marinhos disponíveis (QUINN, 1982; STENECK, 1986), desempenhando papel no crescimento e cimentação desses ambientes (JOHANSEN, 1981). E as algas frondosas podem inibir o estabelecimento de novos recrutas de corais (MCMANUS; POLSENBERG, 2005).

Semelhante ao encontrado por Aued e colaboradores (2018) em Abrolhos e por Tedesco (2017) no PNMRF, a cobertura de corais construtores (pétreos e hidrocorais) no

geral foi mais alta que a média da costa brasileira, evidenciando que as piscinas naturais do parque possuem uma das maiores densidades de corais construtores do oceano Atlântico Ocidental.

A espécie que mais contribui para as diferenças encontradas entre piscinas no presente trabalho é a *S. stellata*, a qual também é responsável pelos maiores valores de cobertura. Em contrapartida, Tedesco (2017) atribuiu a espécie *A. agaricites* as diferenças encontradas entre as piscinas do PNMRF. Contudo comparações entre os dados são limitadas, pois as metodologias e métricas utilizadas são distintas.

Apesar da menor riqueza de espécies, a piscina do Golfinho apresentou as maiores taxas de cobertura de coral, principalmente devido à espécie *S. stellata*. Isso pode ocorrer devido ao fato desta piscina apresentar maiores temperaturas que as demais (PEREIRA, 2015), tornando-se um ambiente com condições de estresse para o desenvolvimento da maioria das espécies de corais (BERKELMANS, 1999, FITT et al. 2001), mas favorável para espécies do gênero *Siderastrea*, o qual se mostra resistente às perturbações naturais como fortes variações térmicas (KEMP et al. 2011). Anomalias térmicas agudas da água do mar podem aumentar a probabilidade de surtos de doença em corais através do aumento da abundância ou virulência de patógenos ou pelo aumento da suscetibilidade do hospedeiro (MULLER et al. 2008).

Corais ramificados do gênero *Millepora* apresentaram maior taxa de cobertura na piscina do Panan. Essa também é a piscina com maior complexidade de habitats e riqueza de espécies (TEDESCO, 2017). Coberturas de corais ramificados podem ser particularmente propensos a contribuir com complexidade estrutural para os recifes (CHABANET et al., 1997), desempenhando função de engenheiros ecológicos, aumentando a complexidade do habitat (CONI et al., 2013) e sendo fonte de recurso para outras espécies (BELLWOOD et al., 2004; LEWIS, 2006; WILSON et al., 2006; GARCIA et al., 2008).

O tamanho desta piscina se comparada às demais pode ser um fator explicativo para esses resultados, já que é sabido que a riqueza de espécies está positivamente relacionada com a área (MACARTHUR; WILSON, 1967). Apesar de ter havido pequena redução da cobertura coralínea na piscina do Panan e algumas variações de outros organismos ao longo do tempo, atribui-se a esta variação uma flutuação natural da cobertura bentônica que se espera quando não há influência de impactos externos, atingindo um equilíbrio dinâmico (RICKLEFS, 2003).

Apesar dos efeitos das mudanças globais no meio ambiente, os principais fatores de estresse para os recifes brasileiros são ameaças no nível local, reduzindo a biodiversidade e resultando em estoques decrescentes em diferentes níveis tróficos (TEDESCO et al., 2018).

As análises espaciais sugerem que a piscina de Visitação apresenta padrões semelhantes aos encontrados na literatura para ambientes impactados:

- Menor cobertura de corais: Maior cobertura de coral e particularmente de corais ramificados podem estar correlacionados com maior complexidade estrutural do habitat (GRAHAM et al., 2006; ALVAREZ-FILIP et al., 2009), sendo assim, a redução da cobertura coralínea pode reduzir também a complexidade da estrutura do habitat. Rodgers e colaboradores (2003), investigando o impacto do turismo através de condições experimentais *in situ*, observaram menor cobertura coralínea com atividade turística mais intensa. No PNMRF, a redução da cobertura e riqueza coralínea pode ser consequência de um impacto contínuo, que começou antes mesmo da criação da AMP.

- Maior cobertura de algas frondosas e turf: esses grupos são considerados oportunistas de vida curta que dominam ambientes eutróficos (SOUSA; COCENTINO, 2004). Além disso, algas frondosas podem inibir o estabelecimento de novos recrutas de corais (MCMANUS; POLSENBERG, 2005), reduzindo biodiversidade, maturidade e complexidade do ambiente (DONE, 1992; HUGHES, 1994; AINSWORTH; MUMBY, 2014).

- Redução e/ou mudança de comportamento de peixes herbívoros: No trabalho realizado por De Paula e colaboradores (2018), foi comprovada a mudança no comportamento de peixes herbívoros dentro da piscina de Visitação quando comparada com Golfinho e Panan, sugerindo que há um condicionamento à alimentação por humanos e caso isso seja continuado, pode ocorrer redução da atividade de herbivoria e consequentemente mudanças na estrutura das comunidades. Além disso, a perda de corais e os declínios na estrutura física dos habitats dos recifes têm efeitos marcantes na abundância de peixes de recife de coral, que se tornarão ainda mais pronunciados, uma vez que a cobertura de coral continua a diminuir (MUMBY; STENECK, 2008).

- Maiores taxas de sedimentação: *S. stellata* é a espécie mais abundante nas outras duas piscinas, inclusive na borda norte da Visitação, onde há maior atividade turística e, portanto maior revolvimento de sedimento durante o período de visitação. No PNMRF, col nias de *S. stellata* são encontradas revestindo paredes recifais, frequentemente recobertas por sedimento e expostas durante extremos de marés baixas (TEDESCO et al., 2018).

- Perda de complexidade: a redução da complexidade de cadeias tróficas, na diversidade de grupos funcionais e na estrutura de habitats gera homogeneização de comunidades (FRASCHETTI et al., 2011). Na piscina de Visitação o ângulo médio mais horizontal e maior amplitude de variação das medidas de inclinação das bordas na piscina da Visitação, enquanto Golfinho foi a mais vertical e com menor variação de inclinação.

Dentro da piscina de Visitação, a borda norte apresenta padrões ainda mais visíveis de impacto se comparado as outras bordas desta e das demais piscinas. Podemos observar que os dados obtidos neste monitoramento corroboram com a análise do padrão de comportamento dos turistas dentro da piscina de Visitação feita por Filgueiras e colaboradores (2017), na qual a borda norte apresenta significativamente maior número de turistas que as demais. Apesar de esta análise ter sido feita anos depois da limitação do número de turistas, a facilidade de acesso a esta borda –a qual é a mais próxima da rota por onde os turistas passam para chegar até a piscina- e os dados obtidos para cobertura bentônica desta piscina no ano de 2012 são fortes indícios de que o padrão de comportamento dos turistas era semelhante, mesmo com maior número de visitantes.

Quando comparamos com as análises temporais dentro das piscinas, podemos observar resultados positivos: aumento da cobertura coralínea total dentro da piscina de Visitação e ainda maior na Golfinho. Redução da cobertura de turf e aumento de algas calcárias também nestas duas piscinas. Esses podem ser indicativos de que a redução do número de visitantes/dia na piscina de Visitação e a proibição da visitaçao na Golfinho podem estar relacionadas com o aumento da cobertura de organismos construtores e redução de não construtores.

Mesmo com efeitos de múltiplos estressores, a recomendação do Ministério Público em 2011 e o ajustamento de 400 visitantes ao dia no PNMRF e a consequente redução do impacto, pode ter contribuído para mudanças positivas na cobertura das bordas destas piscinas.

Entendendo os processos ecológicos e a estrutura das comunidades bentônicas pode então haver a ampliação dos esforços de manejo (BELLWOOD et al., 2004), auxiliando na resiliência desses ecossistemas. Através do mapa da cobertura coralínea da piscina de Visitação podemos observar um aumento da cobertura ao longo das bordas, porém a redução desta na borda Norte, a qual é foco de concentração de turistas, como descrito por Filgueiras e colaboradores (2017). Sendo assim, os responsáveis pela gestão desta AMP devem pensar em

medidas para mitigar o impacto a esta área da piscina. Como sugestão: utilização de coletes, reduzindo o pisoteio e revolvimento de sedimento nesta área; capacitação e atividades de educação ambiental com a comunidade do entorno, afim de reduzir conflitos de pesca ilegal que ocorrem na AMP; e fiscalização da atividade de alimentação artificial de peixes nesta piscina.

6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos a partir da análise espaço-temporal de assembleias de corais e algas em piscinas naturais do Parque Natural Municipal Recife de Fora podem auxiliar na discussão sobre decisões futuras de planejamento e gestão desta AMP. Além de complementar informações sobre a cobertura bentônica no Banco Royal Charllote, podemos também destacar a importância das piscinas naturais e a contribuição de organismos construtores constituindo suas bordas.

A piscina do Panan é a mais diversa, de maior tamanho e complexidade e encontra-se em equilíbrio dinâmico, com pouca variação de cobertura ao longo dos anos. Na Golfinho houve o maior aumento de cobertura de corais, indicando que esta piscina pode estar retornando ao seu estado natural, já que não sofre mais com o impacto da visitação deste 2002. Já a piscina de Visitação, com a redução de mais de 1/3 do número de visitantes ao dia também apresentou aumento significativo de organismos construtores e redução de organismos não construtores.

Apesar de termos encontrado evidências de que a piscina de Visitação possui padrões de cobertura bentônica semelhante ao de áreas consideradas impactadas, a continuação deste monitoramento pode auxiliar no melhor entendimento do impacto nesse sistema.

REFERÊNCIAS

- AINSWORTH, C.H.; MUMBY, P.J. (2015). Coral-algal phase shifts alter fish communities and reduce fisheries production. **Global Change Biology**. 21:165-172.
- ALVAREZ-FILIP, L.; DULVY, N.K.; GILL, J.A.; CÔTÉ, I.M.; WATKINSON, A.R. (2009) Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. **Proc. R. Soc. B**. 276:3019-3025.
- AMADO-FILHO, G. M., MOURA, R. L., BASTOS, A. C., SALGADO, L. T., SUMIDA, P. Y., GUTH, A. Z., BAHIA, R. G. (2012). Rhodolith beds are major CaCO₃ bio-factories in the tropical South West Atlantic. **PloS one**, 7(4).
- AMADO-FILHO, G.M.; BAHIA, R.G.; MARIATH, R.; JESIONEK, M.B.; MOURA, R.L.; BASTOS, A.C.; PEREIRA-FILHO, G.H.; FRANCINI-FILHO, R.B.(2018) Spatial and temporal dynamics of the abundance of crustose calcareous algae on the southernmost coral reefs of the western Atlantic (Abrolhos bank, Brazil). **Algae**. 33(1):85-99.
- AUED, A.W.; SMITH, F.; QUIMBAYO, J.P.; CÂNDIDO, D.V.; LONGO, G.O.; FERREIRA, C.E.L.; ET AL. (2018) Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province. **PLoS ONE** 13(6).
- BAROTT, K. L.; WILLIAMS, G. J.; VERMEIJ, M. J.; HARRIS, J.; SMITH, J. E.; ROHWER, F. L.; SANDIN, S. A. (2012) Natural history of coral–algae competition across a gradient of human activity in the Line Island. **Marine Ecology Progress Series**. 460:1–12.
- BAROTT, K.; SMITH, J.; DINSDALE, E.; HATAY, M.; SANDIN, S.; ROHWER, F. (2009) Hyperspectral and Physiological Analyses of Coral-Algal Interactions. **PLoS ONE**, 4.
- BARRADAS, J.I.; AMARAL, F.D.; HERNÁNDEZ, M.I.; FLORES-MONTES, M.J.; STEINER, A.Q. (2012) Tourism impact on reef flats in Porto de Galinhas beach, Pernambuco, Brazil. **Arquivos de Ciências do Mar**. 45(2):81-88.
- BATES, D.; MACHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. (2015) Fitting linear mixed-effects models using lme4. **Journal of statistical software** . 67(1):1-48.
- BELLWOOD, D.R.; HUGHES, T.P.; FOLKE, C.; NYSTRÖM, M. (2004) Confronting the coral reef crisis. **Nature**, 429:827-833.
- BERKELMANS, R.; WILLIS, B.L. (1999) Seasonal and local spatial patterns in the upper thermal limits of corals on the inshore Central Great Barrier Reef. **Coral Reefs** 18: 219–228.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. FERREIRA B. P. & MAIDA M (Orgs.). (2006). **Monitoramento dos Recifes de Coral do Brasil: Situação Atual e Perspectivas**. Brasília.
- BURKEPILE, D.E.; HAY, M.E. (2006). Herbivore vs. Nutrient control of marine primary producers: context-dependent effects. **Ecology**. 87(12):3128-3139.
- CASTRO, C.B.; PIRES, D.O. (2001). Brazilian Coral reefs: what we already know and what is still missing. **Bulletin of Marine Science**. 69(2):357-372.

- CHABANET, P.; RALAMBONDRAINY, H.; AMANIEU, M. GALZIN, F.R. (1997) Relationship between coral reef substrata and fish. **Coral Reefs**. 16(2):93-102.
- CHAN, N.; CONNOLLY, S.R. (2013). Sensitivity of coral calcification to ocean acidification: A meta-analysis. **Glob. Chang. Biol.** 19, 282–290.
- COMEAU, S.; EDMUNDS, P.J.; SPINDEL, N.B.; CARPENTER, R.C. (2014). Fast coral reef calcifiers are more sensitive to ocean acidification in short-term laboratory incubations. **Limnol. Oceanogr.** 59, 1081–1091.
- CONI E.O.C.; FERREIRA C.M.; MOURA R.L.; MEIRELLES P.M.; KAUFMAN L., FRANCINI-FILHO R.B. (2013) An evaluation of the use of branching fire-corals (*Millepora* spp.) as refuge by reef fish in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. **Environ Biol Fish** 96:45–55.
- CONNELL, J.H. (1978) Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. **Science, New Series**. 199(4335):1302-1310.
- COSTA-JR, O.S.; ATTRILL, M.J.; PEDRINI, A.G.; DE-PAULA, C. (2002) Spacial and seasonal distribution of seaweeds on coral reefs from southern bahia, Brazil. **Botanica Marina**. 45:346-355.
- DE PAULA, Y.C.; SCHIAVETTI, A.; SAMPAIO, C.L.S.; CALDERON, E. (2018) The effects of fish feeding by visitors on reef fish in a Marine Protected Area open to tourism. **Biota Neotropica**, 18(3).
- DE'ATH, G.; LOUGH, J.M.; FABRICIUS, K.E. (2009). Declining Coral Calcification on the Great Barrier Reef. **SCIENCE**. 323:116-120.
- DIAZ-PULIDO, G.; ANTHONY, K.R.N.; KLINE, D.I.; DOVE, S.; HOEGH-GULDBERG, O. (2012). Interactions between Ocean Acidification and Warming on the mortality and dissolution of coralline algae. **Journal of Phycology**. 48:32-39.
- DOUGLAS, A.E. (2003). Coral bleaching- how and why? **Marine Pollution**. 46: 285-392.
- DOVE, S.G.; KLINE, D.I.; PANTOS, O.; ANGLY, F.E.; TYSON, G.W.; HOEGH-GULDBERG, O. (2013). Future reef decalcification under a business-as-usual CO2 emission scenario. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 110, 15342–15347.
- FERREIRA, B. P.; MAIDA, m. (2006) Monitoramento dos recifes de coral do Brasil - Situação Atual e Perspectivas. Brasília, **MMA (Série Biodiversidade 18)**. 250.
- FILGUEIRAS, M.C.B.; ZAPELINI, C.; PEREIRA, C.M.; DE-PAULA, Y.C.; CALDERON, E.N., SCHIAVETTI, A. (2017) Distribuição espacial dos visitantes na piscina de visitação do Parque Natural Municipal do Recife de Fora, Porto Seguro, Bahia. **Gaia Scientia**. 11(3):185-195.
- FITT, W.K.; BROWN, B.E.; WARNER, M.E.; DUNNE, R.P. (2001) Coral bleaching: Interpretation of thermal tolerance limits and thermal thresholds in tropical corals. **Coral Reefs** 20: 51–65.

FLOETER, S. R., Halpern, B. S., Ferreira, C. E. L. (2006) Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. **Biological Conservation**, 128(3), 391-402.

FRANCINI-FILHO, R. B., CONI, E. C. O., MEIRELLES, P. M., AMADOFILHO, G. M., THOMPSON, F. L., PEREIRA-FILHO, G. H., BASTOS, A. C., ABRANTES, D. P., FERREIRA, C. M., GIBRAN, F. Z., GÜTH, A. Z., SUMIDA, P. Y. G., OLIVEIRA, N. L., KAUFMAN, L., MINTE-VERA, C. V. ; MOURA, R. L. (2013) Dynamics of coral reef benthic assemblages of the Abrolhos Bank, Eastern Brazil: inferences on natural and anthropogenic drivers. **PLoS ONE** 8:e54260.

FRASCHETTI S, CLAUDET J, GRORUD-COLVERT K. (2011) Transitioning from single-sector management to ecosystem-based management: What can marine protected areas offer? In: J Claudet, editor. *Marine Protected Areas: A multidisciplinary approach* New York, USA: Cambridge University Press. p. 11–34.

GARCIA, T.M.; MATTHEWS-CASCON, H.; FRANKLIN-JUNIOR, W. (2008) Macrofauna associated with branching fire coral *Millepora alcicornis* (Cnidaria: Hydrozoa). **Thalassas** 24:11-19.

GARDNER TA, CÔTÉ IM, GILL JA, GRANT A, WATKINSON AR. (2003) Long-term region-wide declines in Caribbean corals. **Science** 301: 958–960.

GIGLIO, V.J.; LUIZ, O.J.; SCHIAVETTI, A. (2015) Marine life preferences and perceptions among recreational divers in Brazilian coral reefs. **Tour. Manag.** 51:49-57.

GLYNN, P.W. (1993) Coral reef bleaching: ecological perspectives. **Coral Reefs**. 12:1-17.

GOULART, M.D.C; CALLISTO, M. (2003) Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, 2(1).

GRAHAN, N.A.J.; NASH, K.L. (2013) The importance of structural complexity in coral reefs ecosystems. **Coral Reefs**. 32(2):315-326

HALPERN, B.S. et al (2008) A global map of human impact on Marine Ecosystems. **Science**. 319:948:952.

HAWKINS, J.P.; ROBERTS, C.M. (1994). The growth of coastal tourism in the Red Sea: presente and future effects on coral reefs. **Ambio**. 23(8):503-508.

HICKS, C. How do we value our reefs? Risks and tradeoffs across scales in “biomass-based” economies. **Coastal Management**. 39(4):358-376.

HILL, J.; WILKINSON, C. L. I. V. E. (2004) Methods for ecological monitoring of coral reefs. **Australian Institute of Marine Science, Townsville**, 117.

HOLOMUZKI, J. R., BIGGS, B. J. (2000). Taxon-specific responses to high-flow disturbance in streams: implications for population persistence. **Journal of the North American Benthological Society**. 19(4), 670-679.

HUGHES, T. P. (1994) Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. **Science-AAAS-Weekly Paper Edition**, 265(5178), 1547-1551.

JOHANSEN, H.W. (1981). *Coralline Algae, a First Synthesis*. CRC Press, Boca Raton, Florida. vii + 239pp.

KAY, A.M.; LIDDLE, M.J. (1989). Impact of human trampling in different zones of a coral reef flat. **Environmental Management**. 13(4), 509-520.

KEMP, D.W.; OAKLEY, C.A.; ORNHILL, D.J.; NEWCOMB, L.A.; SCHMIDT, G.W.; FITT W.K. (2011). Catastrophic mortality on inshore coral reefs of the Florida Keys due to severe low-temperature stress. **Glob Change Biol**. 17:3468–3477.

KLEYPAS, J.A.; BUDDERMEIER, R.W.; GATTUSO, J.P. (2001) Defining coral reef for the age of global change. **Int. J. Earth. Sci.** 90:426-437.

LAGES, N. S. (2014). **Caracterização da comunidade coralínea de piscina do Parque Natural Municipal do Recife de Fora, Porto Seguro, Bahia**. 87 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Zoologia), Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

LEÃO, Z.M.A.N., KIKUCHI, R.K.P., OLIVEIRA, M.D.M., VASCONCELLOS, V. (2010). Status of eastern Brazilian coral reefs in time of climate changes. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 5: 224–235.

LESSER, M. P., BYTHELL, J. C., GATES, R. D., JOHNSTONE, R. W., HOEGH-GULDBERG, O. (2007). Are infectious diseases really killing corals? Alternative interpretations of the experimental and ecological data. **Journal of experimental marine biology and ecology**, 346(1), 36-44.

LEWIS, J.B. (2006) Biology and ecology of hydrocoral *Millepora* on coral reefs. **Adv.Mar.Biol.** 50(1).

LIRMAN, D. (2001). Competition between macroalgae and corals: effects of herbivore exclusion and increased algal biomass on coral survivorship and growth. **Coral Reefs**. 19:392.

MACARTHUR; R.H.; MACARTHUR, J.W. (1961) On bird species diversity. **Ecology**. 42:594-598.

MAGRIS, R.A.; MILLS, M.; FUENTES, M.M.P.B.; PRESSEY,R.L. (2013) Analysis of progress towards a comprehensive system of marine protected areas in Brazil. **Nat. Conserv.** 11(1):1-7.

MAYHEW, P.J.; DYTHAM, C. SHAW, M.R. (2009) Collections of ichneumonids wasps (subfamilies Diacritinae, Diplazontinae, Pimplinae and Poemeniinae) from woodlands near Yor and their implications for conservation planning. **Naturalist**. 134:3-24.

MCCLANAHAN, T.R.; GRAHAN, N.A.J.; DARLING, E.S. (2014) Coral reefs in a crystal ball: predicting the future from the vulnerability of corals and reef fishes to multipl stressors. **Curr. Opin. Environ. Sustain**. 7:59-64.

MCCLANAHAN, T. R., WEIL, E., CORTÉS, J., BAIRD, A. H., ATEWEBERHAN, M. (2009). Consequences of coral bleaching for sessile reef organisms. **In Coral bleaching** 121-138. Springer Berlin Heidelberg

MCMANUS, J. W.; POLSENBERG, J. F. (2004). Coral–algal phase shifts on coral reefs: ecological and environmental aspects. **Progress in Oceanography**, 60(2), 263-279.4

MCCOY, E. D.; BELL, S. S. (1991) Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In *Habitat structure* 3-27.

MOBERG, F.; FOLKE, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. **Ecological economics**, 29(2), 215-233.

MORA, C.; ANDRÉFOUET, S.; COSTELLE, M.J.; KRANENBURG, C.; RELLE, A.; VERON, J.; GASTON, K.J.; MYERS, R.A. (2006) Coral reefs and the global network of Marine Protected Areas. **Science**. 312:1750-1751.

MULLER, E.M., ROGERS, C.S., SPITZACK, A.S., VAN WOESIK, R. (2008). Bleaching increases likelihood of disease on *Acropora palmata* (Lamarck) in Hawksnest Bay, St John, US Virgin Islands. **Coral Reefs** 27: 191–195.

MULLER-PARKER, G.; DÉLIA, S.F. (1997). Interactions between corals and their symbiotic algae. In: BIKERLAND, C. (ed). **Life and Death of Coral Reefs**. New York: Chapman and Hall. 96-112.

MUMBY, P.J.; DAHLGREEN, A.R.; HARBONE, A.R.; KAPPEL, C.V.; MICHELI, F.; BRUMBAUGH, D.R.; HOLMES, K.E.; MENDES, J.M.; BROAD, K.; SANCHIRICO, J.N.; BUCH, K.; BOX, S.; STOLFFLE, R.W.; HOLMES, A.B. (200) Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. **Science**. 311(5757):98-101

PANDOLFI, J.M. & W. KIESSLING. (2014) Gaining insights from past reefs to inform understanding of coral reef response to global climate change. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, 7: 52–58. PAULAY, G. (1997). Diversity and distribution of reef organisms. **Life and death of coral reefs**, 298-353.

PEREIRA, C. M. Recrutamento de corais recifais (cnidaria: scleractinia) nas piscinas naturais do Parque Natural Municipal do Recife de Fora, Porto Seguro (BA) / Cristiano Macedo Pereira. – Ilhéus : UESC, 2015

PRATES, A.P.L.; GONÇALVES, M.A.; ROSA, M. (2012). **Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros Marinhos**. 2. Ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

PRESKITT, L.B.; VROOM, P.S.; SMITH, C.M. (2004). A rapid ecological assessment (REA) quantitative survey method for benthic algae using photoquadrats with scuba. **Pacific Science Center**, 58(2):201-209.

QUINN, F., (1982). Competitive hierarchies in marine benthic communities. *Oecologia* (Berlin), 54: 129-135.

RICKLEFS, R.E. (2003) **A Economia da Natureza**. 5ª ed. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.

RODGERS, K.S.; COX, E.F. (2003). The effects of trampling on Hawaiian corals along a gradient of human use. **Biol. Conserv.** 112(3):383-389.

- RODGERS, K.S.; COX, E.F.; NEWTON, C.M.(2003). Effects of mechanical fracturing and experimental trampling on Hawaiian corals. **Environmental Management**. 31(3), 377-384.
- SECRETARIA MUNICIPAL DE MEIO AMBIENTE. (2015). Plano de Manejo Parque Natural Municipal Recife de Fora, Porto Seguro, Bahia.
- SOUSA, G.S.; A.L.M. COCENTINO. (2004). Macroalgas como indicadoras da qualidade ambiental da Praia de Piedade – PE. **Tropical Oceanography** 32 (1): 1-22.
- SPALDING, M.D., I. MELIANE, A. MILAM, C. FITZGERALD & L.Z. HALE. (2013) Protecting marine spaces: global targets and changing approaches, In: Coastal and marine spatial planning approaches. **Brill Online Books and Journals** 213–248.
- STENECK, R. S.(1986) The ecology of coralline algal crusts: convergent patterns and adaptive strategies. *Annual Review of Ecological Systematics*, 17: 273-303.
- STENECK, R.S.; DETHIER, M.N. (1994) A Functional Group Approach to the Structure of Algal-Dominated Communities. **Oikos**, 69, 476-498.
- SWEATMAN H, DELEAN S, SYMS C. (2011) Assessing loss of coral cover on Australia's Great Barrier Reef over two decades, with implications for longer-term trends. **Coral Reefs**. 30:521–531.
- TEDESCO, E.C. Valiosos e vulneráveis: caracterização da comunidade coralínea do Parque Natural Municipal Recife de Fora, costa Leste do Brasil. Tese de Doutorado em Ecologia e Conservação. Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia. (2017).
- TEDESCO, E.C.; SEGAL, B.; CALDERON, E.N.; SCHIAVETTI, A. (2017). Conservation of Brazilian coral reefs in the South Atlantic Ocean: a change of approach. **Latm Am. J. Aquat. Res.** 45 (2).
- TEDESCO, E.C.; CALDERON, E.N.; SEOANE, J.C.S.; MORAES, L.E.; LOPES, L.S.; DE SILVA, N.R.S.; SCHIAVETTI, A. Coral reef benthic assemblages of a Marine Protected Area in eastern Brazil: effect of reef habitats on the spatial pattern of species. **Journal of Natural History**. 52:2723-2743.
- VANT HOF, T. (2001). Tourism impacts on coral reefs: increasing awareness in the tourism sector. **Reef Resilience**.
- VILLAÇA, R. (2002). Recifes biológicos, :229-248, in **Pereira, R.C. & Gomes, A.S. (eds.), Biologia Marinha. Interciência**, Rio de Janeiro.
- WILKINSON C. (2008) Status of coral reefs of the world: 2008. Wilkinson C, editor. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre. WOODLAND, D.; HOOPER, J.N. (1977). The effect of human trampling on coral reefs. **Biological Conservation**. 11(1), 1-4.
- WOOLDRIDGE, S.A. (2013). Breakdown of the coral-algae symbiosis: towards formalising a linkage between warm-water bleaching thresholds and the growth rate of the intracellular zooxanthellae. **Biogeosciences**, 10:1647-1658.