



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA**

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E BIOMONITORAMENTO

**Efeito da densidade populacional humana e qualidade
da água na cobertura de organismos não construtores
em recifes costeiros.**

ANTONIO CARLOS CUNHA JÚNIOR

Salvador, BA
2019

Antonio Carlos Cunha Júnior

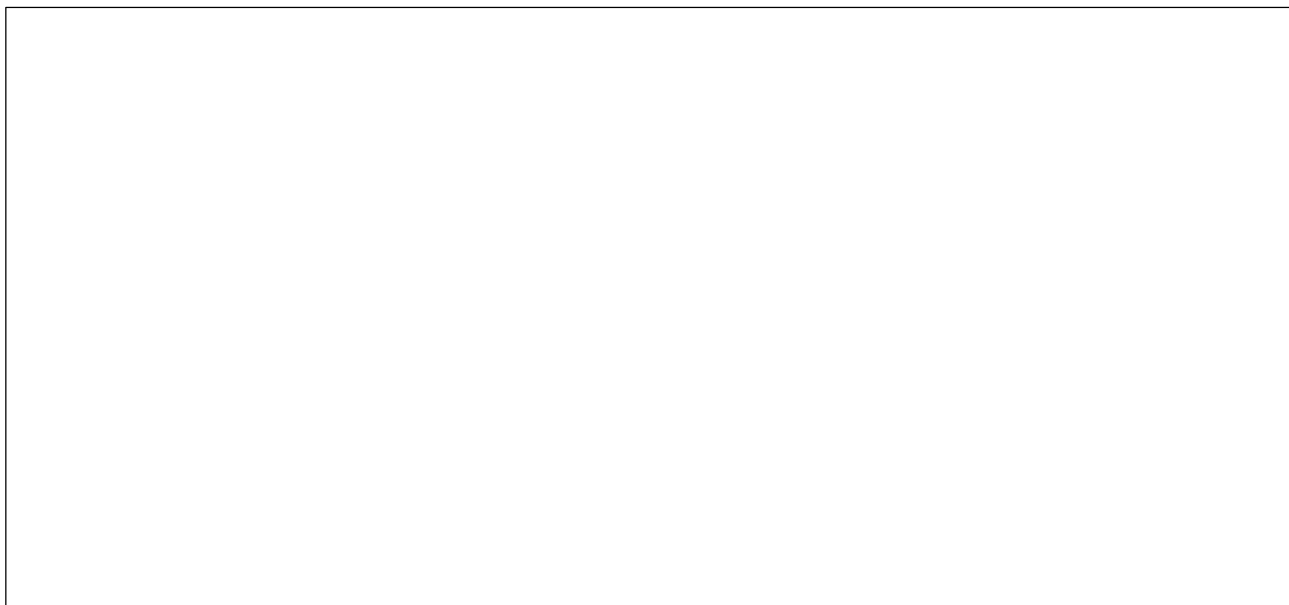
**Efeito da densidade populacional humana e
qualidade da água na cobertura de organismos
não construtores em recifes costeiros.**

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e
Biomonitoramento da Universidade Federal da
Bahia como requisito para à obtenção do título
de Mestre (*stricto sensu*).

Orientador: Prof. Dr. Francisco Kelmo

Salvador
2019

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca Central Reitor Macêdo Costa – UFBA



COMISSÃO EXAMINADORA

Título da Dissertação: **Efeito da densidade populacional humana e qualidade da água na cobertura de organismos não construtores em recifes costeiros.**

Mestrando: Antonio Carlos Cunha Júnior

Orientador: Prof. Dr. Francisco Kelmo

Prof. Dr. Francisco Kelmo
Universidade Federal da Bahia

Prof. Dr. Igor Cristino Silva Cruz
Universidade Federal da Bahia

Dra. Gisele Lôbo Hajdu
Universidade do Estado do Rio de Janeiro

AGRADECIMENTOS

Agradeço inicialmente a Deus, por ter me concedido o dom da vida, com saúde e prosperidade, além de ser o meu refúgio nos momentos mais complicados no decorrer da pós-graduação.

Aos meus pais e familiares, por estarem sempre presentes, nos momentos mais felizes e difíceis em que enfrentei em minha jornada, incentivando e me direcionando as ações mais corretas e eficientes, sem sobrepor aos meus valores que constituem a essência individual. À minha namorada, Jéssica, obrigado por me amar e apoiar nesta árdua caminhada.

À esta universidade, em especial ao Instituto de Biologia, por seu corpo docente, direção administrativa e funcionários, os quais agradeço pela minha construção pessoal e profissional, respeitando e conservando os valores éticos que balizam a construção social de um ecólogo. Em especial, gostaria de agradecer aos técnicos de laboratório José Rogério Souza e Jorgelina Loiola pelas instruções e orientações essenciais para o manejo e execução das análises químicas realizadas nesta presente dissertação.

A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), por conceder a bolsa de estudos (Edital PROEX Nº 0487, Processo Nº 1686431) referente a este projeto de dissertação.

Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento, presto os mais sinceros agradecimentos ao corpo docente e técnico pela exímia facilitação ao desenvolvimento de competências e habilidades que se tornam inerentes ao exercício do ecólogo no século XXI. Diante das dificuldades encontradas ao longo destes dois árduos anos, gostaria de agradecer a todas as amigas que construí, pelo apoio emocional em conjunto, que foi essencial para o desenvolvimento do meu projeto de dissertação.

Aos meus amigos que conquistei desde o Colégio Antonio Vieira e que mantenho até hoje, gostaria de agradecer por estarem sempre me apoiando e incentivarem nos momentos em que não pude comparecer nas reuniões da “diretoria”.

À toda a equipe do Grupo de Estudos em Ecologia Marinha e Costeira (GEEMC/CEPEMAC) que me fizeram enxergar o mundo mágico existente na pesquisa

científica e possibilitaram alcançar este resultado. Em especial gostaria de agradecer a Luana Oliveira, Priscila Ferraz, Rebeca Santos, Gabriela Rocha, Érica e Myrla Rocha (“intrusa”) pela presença diária e compartilhamento de dúvidas, loucuras estatísticas (“*PermDisp*”), incertezas relacionadas ao trabalho em execução e a um futuro promissor. Gostaria de agradecer a todos que me auxiliaram nas árduas idas a campo, por total auxílio e comprometimento em busca de se alcançar os objetivos previamente estabelecidos no trajeto.

Agradeço ao meu orientador Prof. Kelmo pelo excelente suporte que foi essencial na minha formação pessoal e profissional, e por ser um exemplo de profissional na área.

Ao Professor Doutor Ícaro (UNIFACS) pela disponibilidade em me integrar ao seu corpo estudantil com permissão concedida a realizar as análises no Núcleo de Estudos Ambientais (NEA-LEPETRO). Aos técnicos Jucineide Lima, Jorginho, Larissa e Sarah pelo apoio, atenção e paciência nas instruções que me foram concedidas no período de convivência nas dependências do laboratório para a análise dos parâmetros físico-químicos da água.

Obrigada a todos que direta ou indiretamente torceram, apoiaram e por isso também acabaram fazendo parte de todo o processo.

TEXTO DE DIVULGAÇÃO

A urbanização está afetando a saúde dos recifes de corais. Proteja-os!

Os recifes de corais são magníficos ambientes que revelam em sua estrutura e composição biológica, milhares de anos de evolução acumulada, fornecem inúmeros benefícios e serviços à população humana, desde o fornecimento de alimentos, até a proteção da linha de costa contra a força das ondas. Apesar de cobrirem apenas 1% do globo terrestre, eles são considerados como um dos ambientes mais diversos e produtivos do planeta.

Os recifes brasileiros, apresentam características que os distinguem dos recifes de outras regiões: abrigam uma baixa diversidade de espécies corais, sendo que algumas delas só ocorrem apenas em nosso litoral.

Estes recifes são formados pelo acúmulo de carbonato de cálcio sob um substrato, através da utilização destes elementos no esqueleto de organismos construtores (*e.g.* corais e algas calcárias) e sua deposição após a morte. Por sua vez, este crescimento é compensado pelo desgaste natural, por meio da energia das ondas e atividade de organismos bioerodidores, a qual reciclam o sedimento e o oferecem para a construção; a interação destes processos resulta em um delicado equilíbrio entre fases construtivas e destrutivas.

Entre os pesquisadores e gestores ambientais, é reconhecido há algum tempo que este ecossistema está enfrentando crises de biodiversidade, diante das ameaças globais e locais que atuam em sinergia na sua degradação, refletido nas inúmeras evidências que relatam sobre a perda de 20% da área original dos recifes, outros 35% ameaçados ao declínio até 2040, e um terço das espécies de corais estão sob elevado risco de extinção.

Na escala global, pela crescente emissão de gases de efeito estufa, o fenômeno do aquecimento global e, conseqüentemente, acidificação nos oceanos é potencializado. Favorecendo, por sua vez, a mortalidade dos corais via branqueamento (*i.e.*, ruptura da interação entre o coral e microalgas), epidemias e decomposição do esqueleto. Sob escala local, os recifes costeiros são os mais afetados e vulneráveis. O declínio é exacerbado pelo desenvolvimento desordenado da zona costeira demonstrado pela crescente densidade populacional, e altas taxas de sedimentação e nutrientes advindos de esgotos domésticos.

Ainda que alguns estudos demonstrem que é inatingível, aliviar os efeitos dos estressores globais, um conjunto de cientistas clama pela necessidade de incorporar estratégias de manejo local a políticas mundiais que estimulem a redução de emissões dos gases de efeito estufa. Mas qual seria os benefícios do investimento em estratégias de controle das ameaças locais? Estudos ressaltam que prevenindo em escala local, possibilita que os corais se tornem mais resilientes a ameaça global “inevitável”.

Mesmo que em alguns momentos, tenha-se uma falsa percepção do papel das perturbações nestes ambientes, deixa-se claro que os distúrbios naturais permanecem sendo essenciais na manutenção de sua elevada biodiversidade – análogo ao fogo em sistemas terrestres – pela liberação de recursos, evitando o monopólio do espaço por espécies generalistas.

Diante do aumento da intensidade das perturbações, alguns organismos são sensíveis fisiologicamente a mudanças bruscas na qualidade da água, como os corais. Este, por sua vez, prospera e sustenta este ambiente, principalmente em águas tropicais com poucos nutrientes, diante de sua íntima relação de simbiose com algas unicelulares, denominadas de zooxantelas.

Por outro lado, existem alguns organismos não construtores do substrato recifal que são mais tolerantes a condições ambientais desfavoráveis (e.g. poluição orgânica), apresentando competitividade superior. Dentre estes, organismos bioerodidores da estrutura recifal podem ser privilegiados, atuando como espécies oportunistas, recobrando boa parte do substrato e muitas vezes, vencendo a interação competitiva com os corais, pôr estes estarem enfraquecidos.

Fica esclarecido o porquê de alguns autores reconhecerem que a saúde dos recifes está relacionada a predominante cobertura de corais neste ecossistema. Já, para outros, isso nem sempre é um bom indicativo, reforçando que outros grupos (e.g., zoantídeos, esponjas bioerodidoras) devem ser incluídos em avaliações da cobertura bentônica para atestar em relação a resiliência dos recifes de corais, para além da visão binária de cora e macroalga (estado saudável e degradado, respectivamente)

Este aumento proeminente gera uma mudança no padrão de dominância da cobertura do substrato recifal, denominado de mudanças de fase e descrito como estado degradado deste ambiente. A maior problemática dessa mudança, além da carência dos serviços ecossistêmicos, reside no fato que, dependendo das espécies que forem privilegiadas, o balanço entre processos construtivos e destrutivos podem ser alterados. Deste modo, o processo erosivo é favorecido e o colapso da estrutura recifal torna-se

previsível; efeitos em cascata são determinantes na redução da biodiversidade deste ambiente.

Inerente então as investigações espaço-temporais das alterações na comunidade biológica, torna-se necessário que se avalie os efeitos específicos para cada conjunto de ameaças locais (e interações), sob iminentes mudanças climáticas, determinando alterações na estrutura e estabilidade destes ambientes, bem como ações de manejo e restauração viáveis e eficientes.

Neste estudo, avaliamos a influência da densidade populacional humana sobre a qualidade da água e a cobertura de organismos não construtores do substrato recifal nos recifes costeiros do estado da Bahia. Registramos que, em média, a maior cobertura foi de corais no topo dos recifes de corais do estado, apesar de em geral sem tamanho reduzido, o que indica um estado contínuo de recuperação. A densidade populacional humana determinou o declínio da cobertura de organismos construtores em detrimento a favorecer organismos não construtores. Em recifes habitados e populosos registramos a dominância por outros organismos como zoantídeos e macroalgas e pela primeira vez identificamos nos recifes baianos a dominância por esponjas bioerodidoras. Essa redução de organismos construtores e a dominância da comunidade do topo recifal por organismos não construtores associou-se a uma reduzida qualidade da água devido a sua íntima relação com zona costeiras populosas e atividades desenvolvidas. Acredita-se que em monitoramentos contínuos devem ser realizados a longo prazo na resiliência dos recifes de corais e a qualidade da água, a qual eles estão condicionados gerando subsídios a proposição de medidas mitigadoras a sua intensa degradação no futuro próximo.

RESUMO

A cobertura de corais nos recifes costeiros está em severo declínio nas últimas décadas pela interação de múltiplos estressores globais e antropogênicos com a mudança da dominância da cobertura bentônica para organismos não construtores da matriz recifal. Investigou-se o efeito da densidade populacional humana sobre a degradação da qualidade da água, atuando como fator determinante da cobertura de organismos não construtores. A composição da comunidade foi analisada por meio de fotoquadrados visuais, calculando a cobertura percentual dos grupos bentônicos. As variáveis ambientais referentes a qualidade da água foram registradas *in situ* (temperatura, turbidez, oxigênio dissolvido, pH e sólidos totais dissolvidos) e determinadas em laboratório (fosfato e nitrato). A estrutura da comunidade bentônica diferiu significativamente entre as classes de densidade populacional humana (inabitado, habitado e populoso). A maior cobertura média dos recifes analisados foi a de corais escleractíneos (28,01%±14,69), seguido por macroalgas (18,25%±5,41) e esponjas bioerodidoras (16,83%±10,62). A cobertura de organismos construtores (corais e algas calcárias) declinou progressivamente, de acordo com a densidade populacional humana, enquanto o grupo de não construtores aumentou. Registramos a dominância por macroalgas no recife da Pituba, zoantídeos no recife de Praia do Forte e esponjas bioerodidoras nos recifes de Guarajuba e Itacimirim. Em relação as variáveis abióticas houve uma diferenciação significativa entre as condições ambientais das regiões estudadas. Identificou-se que a densidade populacional exerce efeito sobre o processo de degradação da qualidade da água, influenciando na composição da comunidade bentônica. Os recifes dominados por algas e zoantídeos associaram-se com o aumento da disponibilidade de nutrientes e no teor de oxigênio dissolvido na coluna d'água. A dominância das esponjas bioerodidoras associou-se com a concentração de sólidos totais dissolvidos em Guarajuba e Itacimirim. Registrou-se um branqueamento das esponjas que se associou com elevadas temperaturas e altas concentrações de nitrato. Nossos resultados suportam a interferência da densidade populacional humana sobre a qualidade de água e a estrutura das comunidades bentônicas dos recifes costeiros. Enfatiza-se o papel do topo recifal na manutenção da resiliência dos recifes costeiros frente as ameaças locais e globais, perante a cobertura de organismos construtores. Reforçamos que iniciativas de manejo dos recifes costeiros devem estar baseados em programas de monitoramentos integrados em escala local da variabilidade da comunidade bentônica e das condições ambientais dos recifes costeiros.

Palavras-chave: Esponjas bioerodidoras, Topo recifal, Resiliência, Densidade Populacional Humana, Ameaças Locais.

ABSTRACT

Coral cover in coastal reefs has been in severe decline in recent decades by the interaction of multiple global and anthropogenic stressors with the change of benthic cover dominance to non - constructing organisms in the reef matrix. The effect of human population density on the degradation of water quality was investigated, acting as a determinant of the coverage of non-constructing organisms. The composition of the community was analyzed by visual photoquadrats, calculating the percent cover of the benthic groups. The environmental variables related to water quality were recorded *in situ* (temperature, turbidity, dissolved oxygen, pH and total dissolved solids) and determined in the laboratory (phosphate and nitrate concentrations). The structure of the benthic community differed significantly among the classes of human population density (uninhabited, inhabited and populated). The highest average coverage of the reefs analyzed was scleractinian corals ($28.01\% \pm 14.69$), followed by macroalgae ($18.25\% \pm 5.41$) and boring sponges ($16.83\% \pm 10.62$). The cover of building organisms (corals and calcareous algae) declined progressively, according to the human population density, while the group of non-constructors increased. We recorded dominance by macroalgae in the Pituba reef, zoanthids in the Praia do Forte reef and boring sponges in the reefs of Guarajuba and Itacimirim. Regarding the abiotic variables, there was a significant differentiation between the environmental conditions of the studied regions. It was identified that the population density has an effect on the degradation process of the water quality, influencing indirectly the composition of the benthic community. Reefs dominated by algae and zoanthids were associated with increased nutrient availability and dissolved oxygen content in the water column. The dominance of the boring sponges was associated with the concentration of total solids dissolved in Guarajuba and Itacimirim. A bleaching of the sponges was recorded which was associated with high temperatures and high nitrate concentrations. These results support the interference of the human population density on the water quality and the structure of the benthic communities of the coastal reefs. It emphasizes the role of the reef top in maintaining the resilience of the coastal reefs in front of the local and global threats, based in the coverage of constructing organisms. We reinforce that coastal management reef management initiatives should be based on integrated local-scale monitoring programs of benthic community variability and coastal reef environmental conditions.

Keywords: Bioeroding sponges; Reef flat; Resilience; Human Population Density; Local Threats.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	13
ABSTRACT	13
RESUMO.....	14
INTRODUÇÃO	15
METODOLOGIA.....	17
Área de Estudo.....	17
Estrutura e Composição da Comunidade Bentônica	18
Identificação das Espécies.....	19
Variáveis Ambientais	19
Dados Populacionais.....	20
Análise Estatística.....	20
RESULTADOS	22
Caracterização da Assembleia Bentônica	22
Caracterização abiótica dos recifes.....	27
Influência da densidade populacional e qualidade da água na comunidade recifal	29
DISCUSSÃO	30
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37
MATERIAL SUPLEMENTAR	56

CAPÍTULO 1

Efeito da densidade populacional humana e qualidade da água na cobertura de esponjas bioerodidoras e estrutura da comunidade em recifes costeiros

Antonio Cunha Jr.^{1*}, Francisco Kelmo²

1 Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento, Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia, Rua Barão de Geremoabo, s/n, Campus de Ondina, Salvador, Bahia 40170-000, Brazil.

2 Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia, Campus Universitário de Ondina, Salvador, Bahia, Brazil.

ABSTRACT

Coral cover in coastal reefs has been in severe decline in recent decades by the interaction of multiple global and anthropogenic stressors with the change of benthic cover dominance to non - constructing organisms in the reef matrix. The effect of human population density on the degradation of water quality was investigated, acting as a determinant of the coverage of non-constructing organisms. The composition of the community was analyzed by visual photoquadrats, calculating the percent cover of the benthic groups. The environmental variables related to water quality were recorded *in situ* (temperature, turbidity, dissolved oxygen, pH and total dissolved solids) and determined in the laboratory (phosphate and nitrate concentrations). The structure of the benthic community differed significantly among the classes of human population density (uninhabited, inhabited and populated). The highest average coverage of the reefs analyzed was scleractinian corals (28.01% ± 14.69), followed by macroalgae (18.25% ± 5.41) and boring sponges (16.83% ± 10.62). The cover of building organisms (corals and calcareous algae) declined progressively, according to the human population density, while the group of non-constructors increased. We recorded dominance by macroalgae in the Pituba reef, zoanthids in the Praia do Forte reef and boring sponges in the reefs of Guarajuba and Itacimirim. Regarding the abiotic variables, there was a significant differentiation between the environmental conditions of the studied regions. It was identified that the population density has an effect on the degradation process of the water quality, influencing indirectly the composition of the benthic community. Reefs dominated by algae and zoanthids were associated with increased nutrient availability and dissolved oxygen content in the water column. The dominance of the boring sponges was associated with the concentration of total solids dissolved in Guarajuba and Itacimirim. A bleaching of the sponges was recorded which was associated with high temperatures and high nitrate concentrations. These results support the interference of the human population density on the water quality and the structure of the benthic communities of the coastal reefs. It emphasizes the role of the reef top in maintaining the resilience of the coastal reefs in front of the local and global threats, based in the coverage of constructing organisms. We reinforce that coastal management reef management initiatives should be based on integrated local-scale monitoring programs of benthic community variability and coastal reef environmental conditions.

Keywords: Bioeroding sponges; Reef flat; Resilience; Human Population Density; Local Threats.

RESUMO

A cobertura de corais nos recifes costeiros está em severo declínio nas últimas décadas pela interação de múltiplos estressores globais e antropogênicos, modificando a dominância da cobertura bentônica para organismos não construtores. Investigou-se o efeito da densidade populacional humana sobre a degradação da qualidade da água, atuando como fator determinante da cobertura de organismos não construtores. A composição da comunidade foi analisada por meio de fotoquadrados, calculando a cobertura percentual dos grupos bentônicos. As variáveis ambientais referentes a qualidade da água foram registradas *in situ* (temperatura, turbidez, oxigênio dissolvido, pH e sólidos totais dissolvidos) e determinadas em laboratório (fosfato e nitrato). A estrutura da comunidade bentônica diferiu significativamente entre as classes de densidade populacional humana (inabitado, habitado e populoso). A maior cobertura média dos recifes analisados foi a de corais escleractíneos (28,01%±14,69), seguido por macroalgas (18,25%±5,41) e esponjas bioerodidoras (16,83%±10,62). A cobertura de organismos construtores (corais e algas calcárias) declinou progressivamente, de acordo com a densidade populacional humana, enquanto o grupo de não construtores aumentou. Registrou-se a dominância por macroalgas no recife da Pituba, zoantídeos no recife de Praia do Forte e esponjas bioerodidoras nos recifes de Guarajuba e Itacimirim. Em relação as variáveis abióticas houve uma diferenciação significativa entre as condições ambientais das regiões estudadas. Este estudo identificou que a densidade populacional humana exerce efeito sobre o processo de degradação da qualidade da água, influenciando na composição da comunidade bentônica. Os recifes dominados por algas e zoantídeos associaram-se com o aumento da disponibilidade de nutrientes e o teor de oxigênio dissolvido na coluna d'água. A dominância das esponjas bioerodidoras associou-se com a concentração de sólidos totais dissolvidos em Guarajuba e Itacimirim. Registrou-se um branqueamento das esponjas que se associou com elevadas temperaturas e altas concentrações de nitrato. Os resultados indicam a interferência da densidade populacional humana sobre a qualidade de água e a estrutura das comunidades bentônicas dos recifes costeiros. Enfatiza-se o papel do topo recifal na manutenção da resiliência dos recifes costeiros frente as ameaças locais e globais, perante a cobertura de organismos construtores. Sugere-se que as iniciativas de manejo dos recifes costeiros devem estar baseadas em programas de monitoramentos integrados em escala local da variabilidade da comunidade bentônica e das condições ambientais dos recifes costeiros.

Palavras-chave: Esponjas bioerodidoras, Topo recifal, Resiliência, Densidade Populacional Humana, Ameaças Locais.

INTRODUÇÃO

Os recifes coralinos, apesar de sua relevância ecológica, experimentam há décadas, severos declínios na cobertura de corais, devido a interações entre múltiplos estressores [1-5], que alteram o regime dos pulsos de perturbação natural, comprometendo a manutenção da estrutura trófica, diversidade e serviços prestados pelas comunidades recifais [6-8]. O cenário crítico destes ecossistemas [9,10] reforça a necessidade de que esforços sejam aplicados para melhor compreensão de seu funcionamento frente a impactos cumulativos [11,12] e de possíveis estratégias de manejo [13].

A resiliência dos recifes de corais está ameaçada, em escala global, pela intensificação das mudanças climáticas diante do aumento das emissões atmosféricas antrópicas, associado a elevações na temperatura do mar [14-17], reduções no pH, e, por conseguinte, nas taxas de calcificação [18-20]. Essas ameaças, sob amplas escalas geográficas, promovem eventos de branqueamento sob condições extremas e/ou permanentes e, por conseguinte, tornam-se fatais aos corais [21-23].

O aumento das perturbações, sob uma escala regional, tem como um dos principais determinantes o aumento da densidade populacional humana e consequentes alterações no uso do solo das zonas costeiras [7, 24]. Ameaças locais como a sedimentação, poluição (in)orgânica, oriundas de lançamentos irregulares e principalmente escoamentos superficiais, são os principais fatores causadores da degradação dos recifes (24-30), superando, em certos cenários, o efeito das mudanças climáticas (31).

Recifes costeiros são reconhecidos tradicionalmente como marginais para o desenvolvimento de comunidades recifais, pela intensidade dos fluxos de sedimentos e nutrientes [32]. Um crescente número de evidências registra comunidades com alta cobertura e diversidade de corais, o que por sua capacidade adaptativa a estressores globais, são considerados como potencial refúgio aos efeitos das mudanças climáticas [33-39]

Perante a capacidade dos humanos em interferirem nos ciclos biogeoquímicos e alterarem a razão dos nutrientes disponibilizados, especialmente nitrogênio e fósforo (por meio do enriquecimento nutricional), a performance da relação simbiótica entre corais e zooxantelas [40-43], funções ecossistêmicas [44] e processos metabólicos da comunidade [45] são comprometidos. A redução da qualidade da água nos recifes costeiros, por

estressores locais, induz a uma redução da tolerância térmica a comunidade coralina, pela limitação do fluxo nutricional (déficit de fosfato), tornando-os mais susceptíveis a eventos de branqueamento em massa, reforçando o efeito interativo do enriquecimento por nutrientes e a incidência sobre a degradação dos recifes de corais [46-49]

Apesar do entendimento de que estudos em escala local fornecem subsídios refinados sobre a variabilidade nos processos e mecanismos subjacentes a dinâmica da comunidade coralina, a maioria dos estudos de larga escala, ao avaliarem ameaças locais, demonstram fraco poder de explicação destes (50-52), reafirmando a complexidade dos regimes de perturbação [53,54].

A exposição dos recifes costeiros à interação cumulativa dos estressores promove, em múltiplas escalas espaço-temporais, mudanças na abundância relativa das espécies bentônicas. Isso ocasiona uma reestruturação, resultando em comunidades atípicas [55-57]. O desenvolvimento da tolerância e a utilização de estratégias de sobrevivência das espécies, culmina em alternâncias de dominância (mudanças de fase), fazendo com que os recifes dominados por corais se tornem dominados por organismos não construtores [58,59]. Apesar da transição para recifes dominados por algas ser bem descrita na literatura [60-62], existem também os recifes dominados por esponjas bioerodidoras e por zoantídeos [63-66].

As esponjas, componentes chave para o funcionamento destes ecossistemas [67], pela prestação de papéis funcionais fundamentais [68-71], apresentam elevada diversidade e abundância, a qual pode superar à de outros táxons bentônicos (e.g., corais) [72,73]. Por sua vez, as esponjas escavadoras representam um dos principais grupos bioerodidores, com superior competitividade a outros táxons, contemplando 40-70% da atividade macrobioerosiva total; alcançam taxas que superam a calcificação [74-79]. Por mecanismos morfofisiológicos [80-84] que os conferem maior tolerância ao estresse termal, as esponjas bioerodidoras são reconhecidas como resilientes frente as perturbações [85-88].

Neste sentido, muitos estudos que acessam a cobertura dos organismos bentônicos, em vista a identificar a saúde dos recifes de corais e transições de dominância, restringem o escopo de estudo a corais escleractíneos e algas, subestimando a comunidade macrobentônica e os processos subjacentes, apesar de vasta evidência em relação a transição para outros organismos recifais como os zoantídeos e as esponjas [52,66,89].

Deste modo, o presente estudo tem por objetivo (I) examinar o efeito da densidade populacional humana e determinar a sua influência, em escala local, na estrutura da

comunidade bentônica recifal e (II) investigar quais grupos funcionais influenciam na degradação dos recifes de corais. A hipótese defendida é que a (i) densidade populacional humana reduz a qualidade da água, (ii) a qualidade da água reduzida proporciona um aumento na cobertura de organismos não construtores e desta forma, (iii) a densidade populacional humana estaria determinando o aumento na cobertura de organismos não construtores.

METODOLOGIA

Área de Estudo

Os recifes de corais estudados estão localizados na zona costeira do estado da Bahia (**Figura 1**). Estes recifes são singulares devido a diminuta diversidade de corais e alto endemismo de outros táxons. O estudo foi realizado em quatro regiões distintas: a) Costa nordeste do estado da Bahia, b) Baía de Todos os Santos, c) Arquipélago Tinharé – Boipeba e d) Baía de Camamu. Os ambientes recifais selecionados, por sua vez, estão inseridos e/ou adjacentes a unidades de conservação de uso sustentável demarcadas no estado. Todos os recifes estudados são do tipo franja, expostos diariamente durante o período de maré baixa.

Os recifes localizados na costa norte do estado da Bahia são emergentes, adjacentes as praias, sendo bem similares em composição de espécies e morfologia [90-93]. Na Baía de Todos os Santos, os recifes franjados caracterizam-se por dissimilaridades marcantes em composição e abundância de espécies [94]. O Arquipélago Tinharé – Boipeba é caracterizado por recifes franjados emergentes que bordejam a costa das ilhas, bancos rasos (até 10m) e recifes profundos que atingem até 20m de profundidade. Os recifes franjados também estão presentes na região da Baía de Camamu, em dimensões bastante variadas, dispendo-se em conjuntos alongados profundos (10 - 15 m) e rasos (5 m), bordejando sua costa e algumas ilhas próximas (Ilha de Queipe) [95].

O clima predominante na região é do tipo tropical úmido com precipitações médias que oscilam sob uma média anual de 1.800 mm.ano⁻¹ com temperaturas do ar nas faixas de 23°C (inverno) a 28°C (verão). A temperatura da superfície do mar nessa região varia de 25°C durante a estação chuvosa (junho a agosto) a 30°C durante a estação seca [91].

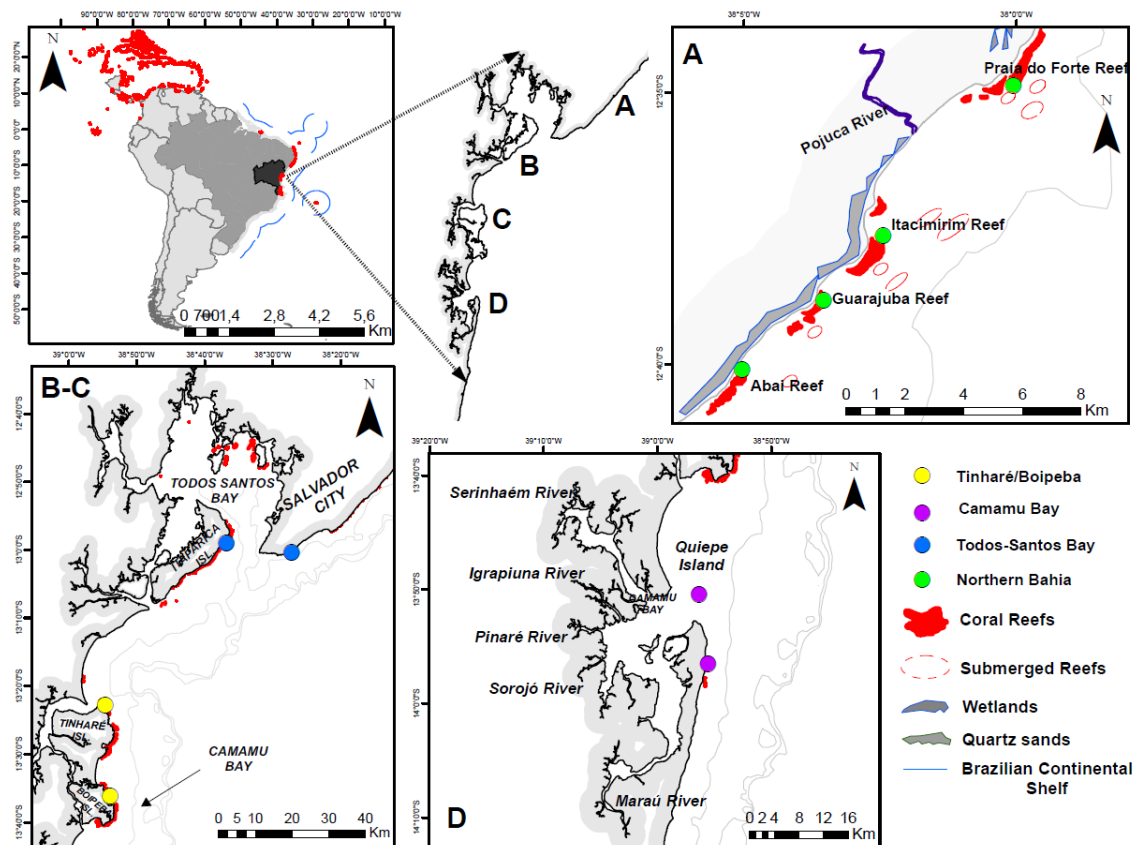


Figura 1: Localização dos recifes estudados no estado da Bahia com a representação dos pontos amostrais que delimitadas pelas regiões. A = Litoral Norte da Bahia (Praia do Forte, Itacimirim, Guarajuba e Abaí); B = Baía de Todos os Santos (Pituba e Mar Grande); C = Arquipélago de Tinharé-Boipeba (Morro de São Paulo e Boipeba); D = Baía de Camamu (Ilha de Quiepe e Taipus de Fora).

Há predominância de ventos alísios do leste e nordeste [96] com velocidades que não ultrapassam 5.5m/s [97]. As principais correntes que predominam na margem continental brasileira originam-se a partir da bifurcação da Corrente Sul Equatorial entre 14°S, originando a Corrente Brasileira (CB) e a Corrente Brasileira da Costa Norte (CBCN) que seguem em direção ao sul e ao norte, respectivamente [98,99].

Estrutura e Composição da Comunidade Bentônica

A composição da comunidade bentônica dos recifes foi analisada através do método de fotoquadrados visuais com malha (**Figura S1 – Material Suplementar**) [100-102]. Em cada recife, 30 quadrados - PVC (0,25m²) foram posicionados aleatoriamente, ao longo de transectos paralelos a linha de costa, no topo recifal emergente. A proporção de cada organismo foi calculada pela contagem dos subquadrados (100cm², cada), sendo

determinada em grupos funcionais (coral vivo, coral morto, esponja, esponja bioerodidora, ouriço, macroalga, algas coralinas, zoantídeo, cascalho e demais invertebrados).

Identificação das Espécies

Os organismos registrados em cada fotoquadrado foram identificados até o nível taxonômico mais específico, com base na literatura especializada.

No caso das esponjas, amostras de tecido (~2cm) foram retirados e fixadas *in situ* com formaldeído salino (4%), sendo acondicionadas em caixas térmicas e transportadas ao laboratório. Após 24hs as esponjas foram conservadas em etanol (70%). Para a identificação das espécies. Dados de cor, formato e tamanho de foram anotados e fotografados em campo. No laboratório foram realizados cortes transversais e longitudinais para confirmação utilizando análise do esqueleto espicular [103-106].

A licença permanente para coleta de material zoológico (Nº 37409-1) foi expedida com base na Instrução Normativa Nº 154/2007 pelo Ministério do Meio Ambiente, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Sistema de Autorização e Informação da Biodiversidade. De posse do código de autorização (Nº 78456982), qualquer cidadão pode conferir a autenticidade e/ou legalidade deste documento, por meio da página eletrônica do SISBIO/ICMBio na Internet (<http://www.icmbio.gov.br/sisbio/>). Outras permissões não foram emitidas por não serem necessárias neste estudo. As localidades não eram protegidas por alguma restrição legal, por serem espaços de direito público.

Variáveis Ambientais

Os dados de temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos e turbidez foram registrados em cada recife, com o auxílio de uma sonda multiparâmetro *Horiba* U-50. As amostras de água foram coletadas em triplicata com fracos âmbar (750 ml) acondicionadas em caixas térmicas resfriadas, transportadas para o laboratório, e preservadas a -20°C.

Em laboratório, amostras de água foram filtradas por um sistema a vácuo produzido por uma bomba (Prismatec – 131). Alíquotas de 100 ml foram retiradas de cada amostra para determinação da amônia (NH₃) pelo método *Kjeldahl* [107]. Em sequência o material filtrado foi analisado por metodologia padrão [108] a fim de determinar as concentrações dos nutrientes inorgânicos dissolvidos (NO₃⁻, PO₄³⁻). As

concentrações analíticas foram determinadas pelo espectrofotômetro UV-Vis (Agilent Technologies, Cary 60) no Laboratório de Estudos de Petróleo (LEPETRO/NEA – UFBA).

Dados Populacionais

A densidade populacional humana foi obtida no ano de 2015, por meio dos dados demográficos mundiais disponibilizados pela SEDAC (NASA – *Socioeconomic Data and Applications Center*) na coleção GPWv4 (*Gridded Population of the World*), com resolução espacial em torno de 5km. O modelo de distribuição da população global GPWv4 integra os dados populacionais, em uma camada *raster* contínua, com base nos Censos Demográficos de 2010 que foram executados entre 2005 e 2014, sendo extrapolados para o ano de 2015 [52,109]. A fim de acessar o efeito da população local, residente, na zona costeira adjacente, foi calculado o tamanho populacional em uma área circular delimitada (raio: 6 km) a partir do centro de cada recife amostrado. Todos os recifes analisados foram agrupados, de acordo com densidades populacionais humanas em zonas costeiras, como inabitados ($67,24 \pm 29,60$), habitados ($278,64 \pm 110,76$) ou populosos ($8494,50 \pm 1910,34$).

Análise Estatística

Para examinar as diferenças entre os sítios amostrais com base na comunidade bentônica, foi calculado o coeficiente de similaridade semimétrico Bray-Curtis para os dados de cobertura percentual dos grupos funcionais amostrados, sendo a matriz de similaridade [110] ilustrada no escalonamento espacial multidimensional (n-MDS). Os recifes amostrados foram agrupados *a priori* de acordo com o tamanho populacional obtido na zona costeira adjacente em: inabitado, habitado e muito habitado.

A partir deste agrupamento foi utilizado uma análise multivariada baseada em permutação das variâncias (PERMANOVA – *one-way*) para testar as diferenças da composição da comunidade bentônica baseada nas categorias de densidade populacional (i.e., inabitado, habitado e populoso) e regiões (i.e., Litoral Norte - LN, Baía de Todos os Santos - BTS, Arquipélago Tinharé-Boipeba, Baía de Camamu-BC) sob a matriz de similaridade de Bray-Curtis (999 permutações), sendo os resultados graficamente representados pela análise de coordenadas principais (PCO). O método da similaridade

das porcentagens (SIMPER – [111]) foi utilizado para examinar a contribuição específica de cada grupo taxonômico nas dissimilaridades observadas entre os grupos.

Os valores de abundância das espécies de corais, esponjas, esponja bioerodidoras e zoantídeos foram calculados e transformadas em raiz quarta e índices univariados de diversidade foram calculados: (i) diversidade de Shannon-Winner, (ii) equabilidade de Pielou e (iii) riqueza de Margalef.

Para verificar a existência de relação multicolinear entre as matrizes de dados abióticos e bióticos multivariados, gerou-se o gráfico *Draftsman's* (**Figura S2 – Material Suplementar**), que congrega as correlações par a par no espaço n-dimensional. Diante da verificação da multicolinearidade entre as variáveis, a matriz de dados abióticos foi normalizada e então ordenada a vetores principais (PC) através da análise de componentes principais (PCA) que explicam uma parcela da variabilidade entre as variáveis originais. Todas as análises supracitadas foram realizadas no pacote de software PRIMER-E v6.1.6 com a extensão de módulo PERMANOVA+ (versão 1.0.1 PRIMER –E, Plymouth, U.K.) [112,113].

As diferenças dos parâmetros abióticos analisados para os recifes de corais estudados entre os agrupamentos de densidade populacional e as regiões foram identificados através da PERMANOVA, sob a matriz obtida pela distância euclidiana (D1). As diferenças de cada parâmetro abiótico, perante os referidos fatores, foram testadas pela ANOVA (one-way).

Para responder a hipótese (i) a densidade populacional humana representou o fator determinante da redução da qualidade da água, representado pela redução dos parâmetros abióticos (temperatura, turbidez, oxigênio dissolvido, sólidos dissolvidos em suspensão, fosfato e nitrato) ao PC1 pela análise de componentes principais. Acessamos a hipótese (ii) utilizando a redução da qualidade da água (usando *scores* do PC1) como preditor do aumento da cobertura de organismos não construtores (*i.e.*, macroalga, esponja bioerodidora, zoantídeo), que por sua vez diante da hipótese (iii) a cobertura de não construtores responde a interferência causal indireta da densidade populacional humana em zona costeira.

As pontuações-z (*scores*) negativas do PC1 representam uma boa qualidade da água com baixa concentração de sólidos dissolvidos em suspensão e turbidez, bem como uma baixa disponibilidade de nutrientes (PO₄ e NO₃). Por sua vez, as pontuações-z positivas do primeiro componente principal representa o comprometimento à uma baixa qualidade da água, com condições de alta turbidez e enriquecimento nutricional.

As relações entre as variáveis dependentes e independentes mencionadas para o teste das hipóteses foram exploradas com a condução de regressões lineares no programa R [114]. Todos os gráficos foram produzidos utilizando o pacote *ggplot2*. Previamente às análises, avaliou-se o cumprimento das premissas de homocedasticidade e normalidade dos resíduos (*Q-Q plots*) e quando necessário os dados foram transformados em $\log(x+1)$.

RESULTADOS

Caracterização da Assembleia Bentônica

A estrutura da comunidade bentônica diferiu significativamente entre as classes de densidade populacional humana (inabitado, habitado e populoso) [PERMANOVA, Pseudo-F_(2,7) = 8,52, $p = 0,003$] mas o mesmo não ocorreu para as regiões geográficas [PERMANOVA, Pseudo-F_(3,6) = 0,92, $p = 0,49$] (**Tabela 1**). Conforme ilustrado na análise de coordenadas principais (PCO; **Figura 2**), os dois eixos principais contribuíram com mais de 80% da variação na composição da comunidade bentônica.

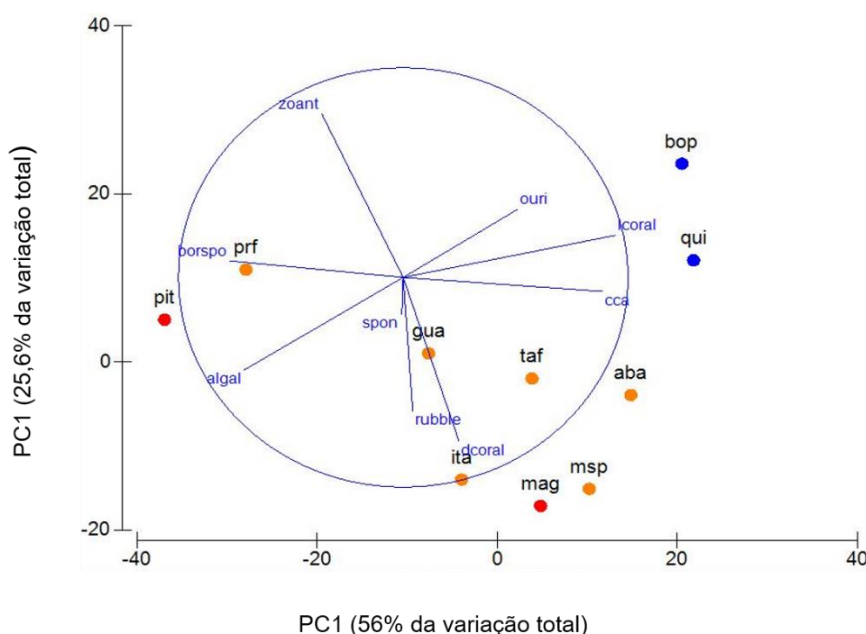


Figura 2: Análise de coordenadas principais (PCO) representando as similaridades entre os recifes estudados de acordo com a composição da comunidade bentônica. Os vetores sobrepostos representam os grupos bentônicos analisados (Lcoral-coral vivo; CCA-algas calcárias; Rubble-cascalho; Dcoral-coral morto; Spon-esponja; Algal-alga; Borspo-esponja bioerodidoras; Ouri-ouriço) e os pontos, de acordo com a densidade populacional humana (Inabitado – Azul; Habitado – Amarelo; Populoso – Vermelho) representam os recifes estudados (Queipe – IQ; Taipus de Fora – TF; Boipeba – BP; Abaí – AB; Praia do Forte – PF;

Guarajuba – GR; Itacimirim – IT; Morro de São Paulo – MSP; Mar Grande – MG; Pituba – PIA). Os dois primeiros eixos (PCO1 e PCO2) explicaram mais de 80% da variabilidade entre os grupos bentônicos.

A cobertura média de corais foi de 28,01% ± 14,69 nos recifes de interesse. Estes foram dominados por espécies com formas de crescimento massiva, *Siderastrea stellata* e *Favia gravida*. Na maioria dos sítios, excluindo os inabitados, registrou-se apenas a presença de *Siderastrea stellata* e *Favia gravida*, com exceção de Abaí que apresentou em seu topo *Mussismillia hartii* e na Pituba onde *Favia gravida* não foi registrada.

Em sequência a cobertura de corais, as maiores coberturas médias nos recifes costeiros foram de algas (18,25% ± 5,41), esponjas bioerodidoras (16,83% ± 10,62), zoantídeos (8,57% ± 10,65) e algas calcárias (8,49% ± 4,27). Em relação as esponjas bioerodidoras, registrou-se somente duas espécies (*Cliona varians* e *Cliona delitrix*), com predominância significativa de *C. varians*. Acerca dos zoantídeos, registrou-se apenas: *Zoanthus sociatus*, *Palythoa caribaeorum* e *Palythoa cruciferae*.

Tabela 1: Resultados do teste PERMANOVA para as comunidades bentônicas, utilizando a matriz de similaridade de Bray-Curtis

Fator	df	Pseudo-F	p(perm)
DPH	2,7	8,528	0,003*
Região	3,6	0,921	0,494

DPH = Densidade populacional humana (inabitado, habitado e muito habitado), df = graus de liberdade, Pseudo – F = valor de F, p(perm) = valor de p. (*) indica a diferença significativa

Os recifes inabitados foram dominados por corais vivos (49,60% ± 6,78) com as maiores coberturas (**Figura 3**) registradas nas regiões do Arquipélago Tinaré-Boipeba (40,33% ± 19,89) e na Baía de Camamu (38,67% ± 8,67). Estes recifes apresentaram as maiores diversidades de espécies de corais ($H' = 1,95$ e $H' = 1,61$) e de esponjas ($H' = 3,17$ e $H' = 2,99$), respectivamente (**Figura S3 - Material Suplementar**). A cobertura de organismos construtores (62,33% ± 3,98) foi a maior entre os recifes analisados e os organismos não construtores, algas (10,87 ± 1,98), esponjas bioerodidoras (10,27 ± 1,13) e zoantídeos (4,87 ± 1,41) foram menos abundantes (**Figura 3**).

Nos recifes habitados, apesar das esponjas bioerodidoras (19,44% ± 13,03) e algas (18,91% ± 2,91) contribuírem com elevado percentual da cobertura desses recifes, a maior cobertura absoluta do bentos recifal, comparativamente, ainda foi dos corais vivos

(25,60% ± 7,52) (**Figura 3**). Quanto as regiões analisadas, a cobertura de corais reduziu gradativamente para 23,70% ± 8,56 nos recifes habitados do Litoral Norte, onde as esponjas bioerodidoras (24,20% ± 11,98), algas (18,07% ± 1,74) e zoantídeos (9,67% tiveram as maiores coberturas. Registrou-se uma cobertura média maior de organismos não construtores (49,86% ± 17,13) do que os construtores (43,76% ± 13,59). Nestes recifes, os corais apresentaram uma redução na diversidade de espécies ($H' = 0,76 \pm 0,17$), enquanto que as esponjas apresentaram uma alta diversidade de espécies ($H' = 2,27 \pm 0,35$) (**Figura S3, Material Suplementar**).

Por sua vez, nos recifes populosos, próximo a grandes centros urbanos, a cobertura de corais foi menor (13,67% ± 15,37), possibilitando que as algas (23,66% ± 6,88), esponjas bioerodidoras (15,53% ± 5,75) e zoantídeos (14,43% ± 11,27) dominassem a cobertura recifal (53,62%, **Figura 3**). Neste sentido, a cobertura de organismos não construtores (72,07% ± 19,70) foi superior à de construtores. As demais esponjas (11,07% ± 3,01) apresentaram baixa diversidade de espécies ($H' = 2,08 \pm 0,41$) (**Figura S3, Material Suplementar**), onde poucas espécies foram dominantes (e.g., *Cinachyrella alloclada* e *Tethya maza*). A diversidade de corais foi a mais baixa entre os três ambientes ($H' = 0,69 \pm 0,35$), registrando-se apenas duas espécies: *Siderastrea stellata* e *Favia gravida*.

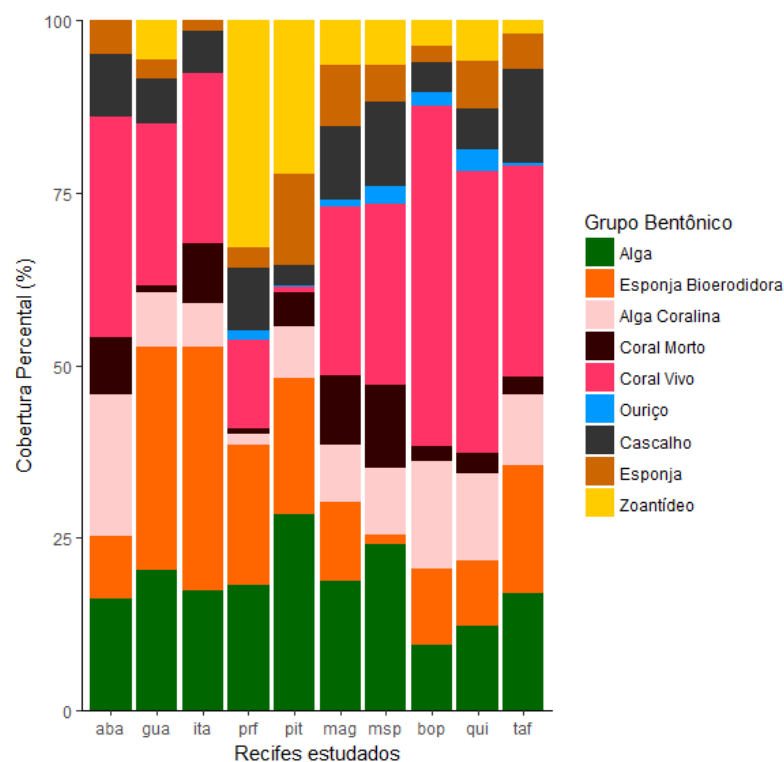


Figura 3: Cobertura percentual (%) dos grupos bentônicos por localidade. Aba = Abaí, Gua = Guarajuba, Ita = Itacimirim, Prf = Praia do Forte, Pit = Pituba, Mag = Mar Grande, Msp = Morro de São Paulo, Bop = Boipeba, Qui = Quiepe e Taf = Taipus de Fora.

Com exceção das esponjas bioerodidoras, as porcentagens de cobertura por algas e zoantídeos aumentaram proporcionalmente ao aumento da densidade populacional humana, atingindo um crescimento de $67,69 \pm 8,94\%$, do inabitado para habitado, e de $54,39 \pm 41,56\%$, do habitado para o populoso. A cobertura de algas calcárias foi maior nos recifes inabitados ($9,60\% \pm 1,32$) para os habitados ($8,69\% \pm 5,49$), entretanto, estes valores foram reduzidos nos recifes populosos ($6,80\% \pm 1,89$). O substrato de coral morto foi maior nos recifes populosos ($7,49\% \pm 3,62$) com redução nos recifes habitados ($5,54\% \pm 4,77$) e inabitados ($2,53\% \pm 0,56$). O cascalho coralino apresentou maiores coberturas no recife habitado ($9,47\% \pm 3,04$), com reduções no recife populoso ($6,73\% \pm 5,56$) e nos recifes inabitados ($5,20\% \pm 1,13$).

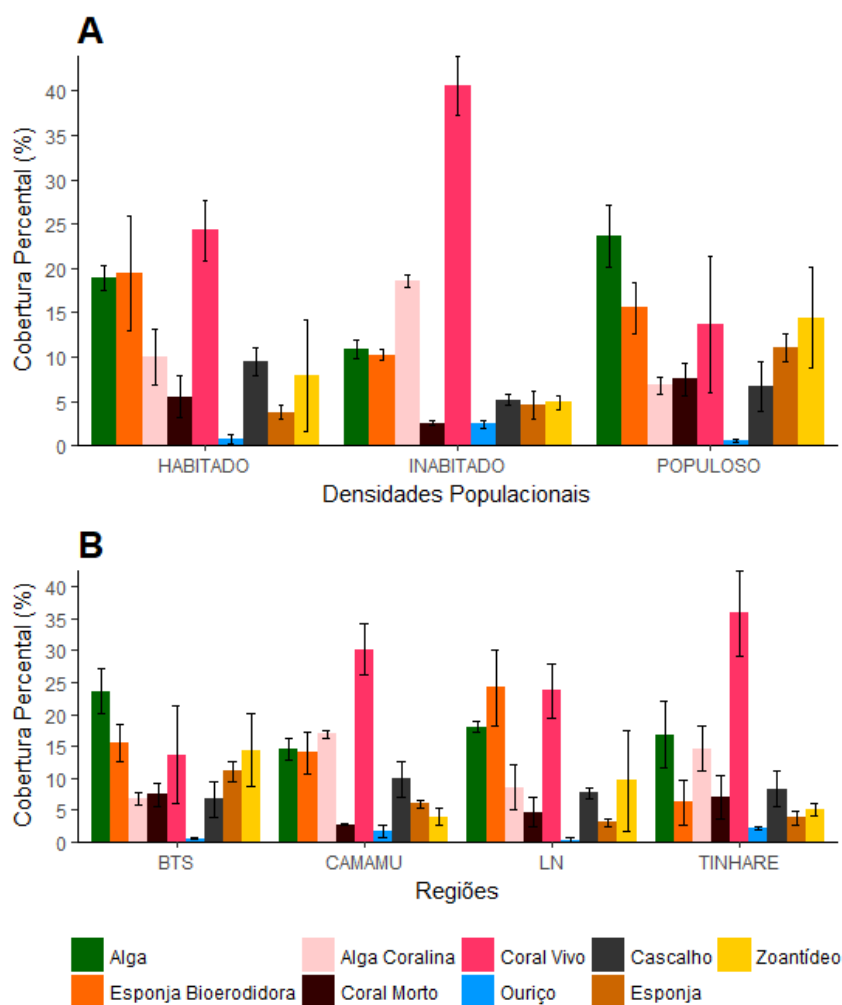


Figura 4: Cobertura percentual (média \pm desvio padrão) dos grupos bentônicos, diferenciados pelas respectivas cores, pelas regiões estudadas (Baía de Todos os Santos, Baía de Camamu, Litoral Norte da Bahia e Arquipélago Tinharé-Boipeba) e para os grupos de densidade populacional humana (Inabitado, Habitado e Populoso)

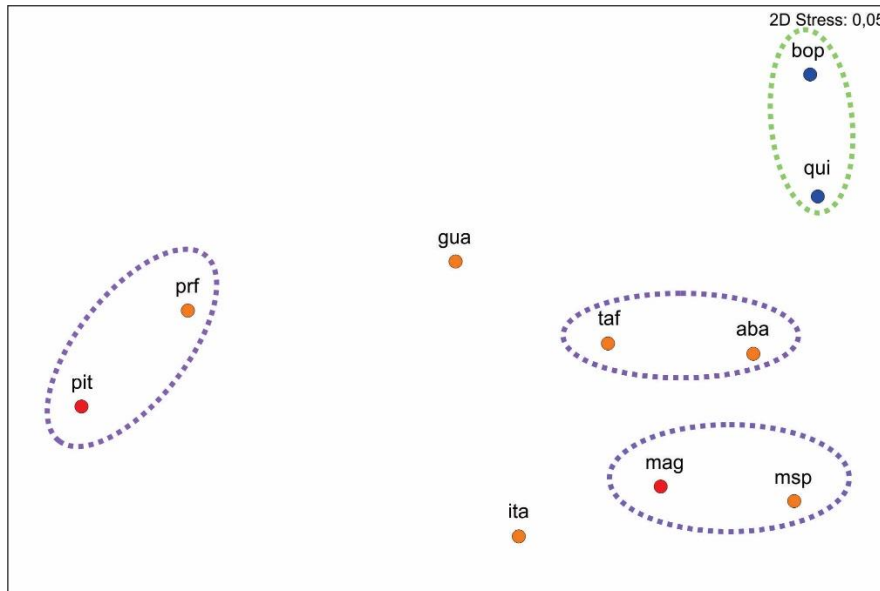


Figura 5: Escalonamento multidimensional (MDS) a partir da matriz de dissimilaridade de Bray -Curtis das coberturas dos grupos bentônicas dos recifes analisados, de acordo com a sua densidade populacional. Os pontos coloridos representam as classes de densidade populacional (Azul – Inabitado, Amarelo – Habitado e Vermelho – Populoso). Aba = Abaí, Gua = Guarajuba, Ita = Itacimirim, Prf = Praia do Forte, Pit = Pituba, Mag = Mar Grande, Msp = Morro de São Paulo, Bop = Boipeba, Qui = Quiepe e Taf = Taipus de Fora. Os círculos violeta e verde tracejados representam os grupos com 80% e 90% de similaridade na estrutura de sua comunidade bentônica, respectivamente.

O padrão de similaridade entre os recifes está representado no MDS (**Figura 3**), onde demonstrou-se a clara distinção entre as comunidades bentônicas dos recifes inabitados, habitados e populosos, com exceção de Mar Grande que se agrupou com Morro de São Paulo. Percebeu-se a formação de quatro agrupamentos que possuíam uma alta similaridade (80% e 90%) na composição de suas comunidades.

Entre os recifes inabitados e habitados, os zoantídeos, os ouriços, as esponjas bioerodidoras e o coral morto contribuíram com 59% da dissimilaridade (**Tabela S2**). Já nos inabitados e populosos, os corais, os zoantídeos, os corais mortos e as esponjas contribuíram para 65% da dissimilaridade. Por fim, nos recifes habitados e populosos, os

zoantídeos, os corais vivos, as esponjas bioerodidoras e os corais mortos explicaram 65% da dissimilaridade por ordem decrescente de importância, demonstrados pelo SIMPER (Tabela S2).

Caracterização abiótica dos recifes

No geral, os parâmetros ambientais mensurados (Tabela 2) não diferiram significativamente entre os agrupamentos de densidade populacional [PERMANOVA, Pseudo-F_(2,7) = 2,35, $p_{[perm]}$ = 0,052], mas, sim para as regiões delimitadas (Litoral Norte, BTS, Tinharé-Boipeba, BC) [PERMANOVA, Pseudo-F_(3,6) = 3,08, $p_{[perm]}$ = 0,004].

Tabela 2: Variações médias nos parâmetros físicos, químicos e biológicos nos recifes costeiros estudados durante o ano de 2017. <LQ = abaixo do limite de quantificação do método.

Recifes estudados	BAÍA DE CAMAMU		BAÍA DE TODOS OS SANTOS		LITORAL NORTE DA BAHIA				ARQUIPÉLAGO TINHARÉ-BOIPEBA	
	Quiepe	Taipus	Pituba	Mar Grande	Abai	Guarajuba	Itacimirim	Praia Forte	Morro São Paulo	Boipeba
Qualidade da água	Média (± SD)		Média (± SD)		Média (± SD)				Média (± SD)	
Temperatura (°C)	30,49 (±0,74)	29,50 (±0,13)	33,59 (±0,61)	29,07 (±0,24)	29,43 (±0,01)	32,37 (±1,04)	35,16 (±0,50)	30,19 (±1,43)	27,99 (±0,41)	28,84 (±0,18)
Oxigênio Dissolvido (mgL ⁻¹)	6,19 (±0,76)	6,86 (±1,38)	11,47 (±3,36)	8,53 (±1,99)	9,66 (±1,19)	8,76 (±0,55)	7,50 (±0,93)	8,83 (±2,10)	12,77 (±5,48)	10,72 (±4,69)
pH	9,16 (±0,08)	8,91 (±0,18)	9,18 (±0,03)	8,53 (±0,03)	8,58 (±0,01)	8,72 (±0,27)	9,09 (±0,02)	8,92 (±0,10)	8,33 (±0,18)	8,33 (±0,08)
Sólidos em Suspensão (g L ⁻¹)	32,17 (±1,70)	33,76 (±0,40)	37,35 (±3,83)	36,54 (±0,08)	35,53 (±0,05)	37,96 (±0,32)	35,43 (±1,81)	36,20 (±1,00)	37,57 (±3,16)	33,16 (±1,25)
Turbidez (NTU)	2,13 (±0,48)	2,81 (±0,27)	7,92 (±2,12)	6,44 (±2,88)	2,13 (±0,20)	4,22 (±0,33)	2,06 (±0,80)	2,11 (±0,70)	2,76 (±0,15)	1,13 (±0,05)
Nitrato (NO ₃) (µm L ⁻¹)	67,73 (±3,69)	59,67 (±2,89)	74,96 (±4,50)	69,51 (±5,10)	59,67 (±1,30)	64,51 (±2,18)	71,94 (±8,24)	69,51 (±5,46)	69,35 (±3,47)	64,51 (±3,73)
Amônia (NH ₄) (mg L ⁻¹)	<LQ (±0,00)	0,40 (±0,10)	0,59 (±0,10)	0,50 (±0,10)	<LQ (±0,00)	0,40 (±0,10)	0,38 (±0,10)	0,48 (±0,10)	0,50 (±0,10)	<LQ (±0,00)
Fosfato (PO ₄) (µm L ⁻¹)	0,042 (±0,18)	0,105 (±0,20)	0,293 (±0,10)	0,178 (±0,10)	0,073 (±0,11)	0,146 (±0,19)	0,105 (±0,02)	0,126 (±0,08)	0,184 (±0,00)	0,053 (±0,00)

Todos os parâmetros abióticos individualmente não diferiram significativamente (p -value > 0,05) entre os agrupamentos de densidade populacional (inabitado, habitado e populoso) e regiões (Litoral Norte, Baía de Todos os Santos, Arquipélago Tinharé-Boipeba, Baía de Camamu). A exceção, contudo, se verificou na concentração de fosfato (ANOVA *oneway*, $F_{2,7} = 9,159$, $p = 0,011$) e na turbidez (ANOVA *oneway*, $F_{2,7} = 31,16$,

$p < 0,01$) para os grupos de densidade, e na turbidez (ANOVA *oneway*, $F_{3,6} = 11,3$, $p = 0,007$) e no oxigênio dissolvido (ANOVA *oneway*, $F_{3,6} = 8,604$, $p = 0,01$) para as regiões (**Tabela S1**).

Os valores dos parâmetros abióticos registrados estão resumidos na **Tabela 2**. Registrou-se variações não significativas entre os valores médios de temperatura ($30,66 \pm 2,31^{\circ}\text{C}$), com os maiores valores registrados para o Litoral Norte da Bahia ($31,79 \pm 2,57^{\circ}\text{C}$). Registrou-se valores médios elevados de oxigênio dissolvido ($9,13 \pm 2,07$), com maiores valores nos recifes do Arquipélago de Tinharé-Boipeba ($11,75 \pm 1,45$). Registraram-se altas concentrações médias de sólidos em suspensão ($35,57 \pm 1,96 \text{ gL}^{-1}$), associado às concentrações médias de turbidez ($3,37 \pm 2,18 \text{ NTU}$), nitrato ($67,14 \pm 5,01 \mu\text{m L}^{-1}$) e fosfato ($0,13 \pm 0,07 \mu\text{m L}^{-1}$).

Em função da densidade populacional humana, todos os parâmetros abióticos mensurados aumentaram proporcionalmente dos recifes inabitados para os recifes populosos, com exceção da concentração de nitrato (**Tabela 2**). Nos recifes inabitados, a temperatura média foi de $29,67^{\circ}\text{C} \pm 1,16$; teor de oxigênio dissolvido médio de $8,46 \pm 3,20$; concentração média de sedimentos totais dissolvidos de $32,67 \pm 0,70$ e turbidez média de $1,63 \pm 0,70$. A concentração média dos nutrientes nos recifes inabitados foi de $66,12 \pm 2,27 \mu\text{mL}^{-1}$ para o nitrato e de $0,04 \pm 0,01 \mu\text{mL}^{-1}$ para o fosfato.

Em recifes habitados registrou-se uma temperatura média de $30,77^{\circ}\text{C} \pm 2,59$; teor médio de oxigênio dissolvido de $9,06 \pm 2,07$; concentração média de sólidos dissolvidos de $36,08 \pm 1,54$ e turbidez média de $2,68 \pm 0,83$. A concentração de nitrato foi de $65,78 \pm 5,31 \mu\text{mL}^{-1}$ e de $0,12 \pm 0,03 \mu\text{mL}^{-1}$ para o fosfato. Nos recifes populosos, por sua vez, registrou-se valores maiores para todos os parâmetros analisados com temperatura média de $31,33^{\circ}\text{C} \pm 3,20$; teor médio de oxigênio dissolvido de $10,00 \pm 2,07$; concentração média de sólidos dissolvidos de $36,95 \pm 0,57$ e turbidez média de $7,18 \pm 1,05$. Houve valores expressivos para as concentrações de nutrientes na coluna d'água com $72,24 \pm 3,85 \mu\text{mL}^{-1}$ de nitrato e $0,24 \pm 0,08 \mu\text{mL}^{-1}$ de fosfato.

Os recifes populosos apresentaram qualidade da água comprometida, enquanto que, os recifes inabitados demonstraram um padrão inverso. Na maioria dos recifes habitados também houve um comprometimento da qualidade da água, com exceção dos recifes de Abaí e Taipus de Fora. Essa tendência foi demonstrada pela análise de componentes principais (PCA, **Figura 4**), na qual os dois primeiros eixos explicaram em torno de 80% da variabilidade total. O fosfato ($r = 0,53$), sólidos em suspensão ($r = 0,49$) e a turbidez

($r = 0,48$) foram correlacionados positivamente com o primeiro eixo (utilizado na regressão) e a temperatura ($r = 0,66$) com o segundo eixo.

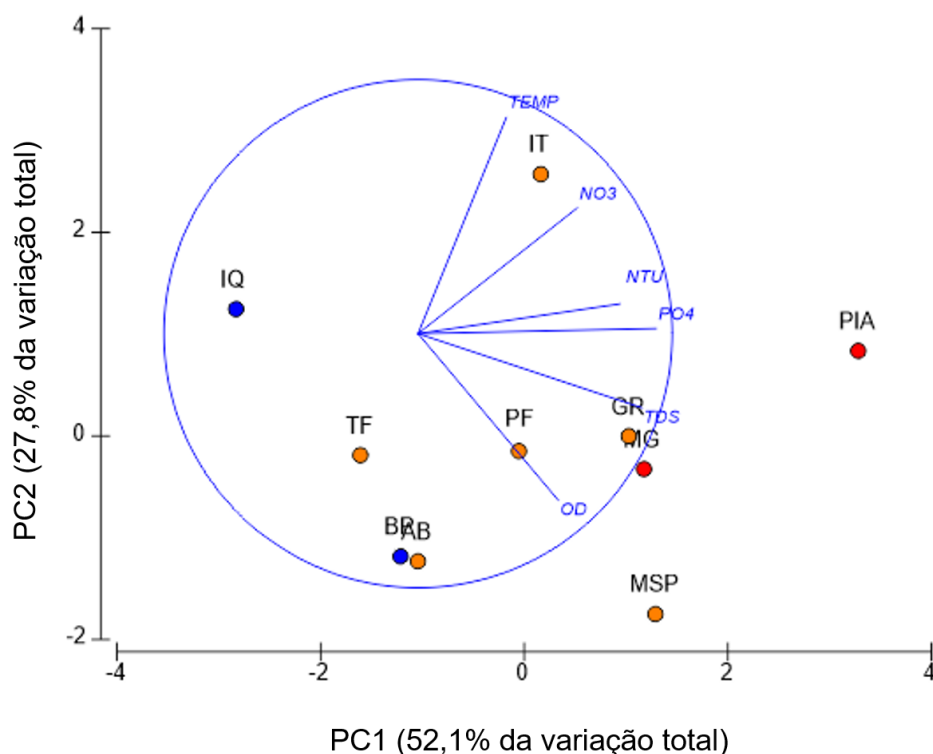


Figura 6: Análise de principais componentes dos parâmetros físico-químicos mensurados entre os recifes analisados. As variáveis (Temperatura - TEMP; Nitrato - NO₃; Turbidez - NTU; Fosfato - PO₄; Sólidos totais dissolvidos - TDS; Oxigênio dissolvido - OD) são plotadas como vetores e os pontos, de acordo com a sua densidade populacional humana (Inabitado - Azul; Habitado - Amarelo; Populoso - Vermelho) representam os recifes (Queipe - IQ; Taipus de Fora - TF; Boipeba - BP; Abaí - AB; Praia do Forte - PF; Guarajuba - GR; Itacimirim - IT; Morro de São Paulo - MSP; Mar Grande - MG; Pituba - PIA). O tamanho do ângulo entre os vetores representa a intensidade da correlação entre as variáveis.

Influência da densidade populacional e qualidade da água na comunidade recifal

A análise de regressão linear revelou que a densidade populacional humana é um fator determinante na redução linear significativa da qualidade da água nos recifes ($r^2_{\text{adjusted}} = 0,76$; $F_{1,8} = 30,35$; $p\text{-value} < 0,01$) e aumento indireto da cobertura bentônica dos organismos não construtores de recifes ($r^2_{\text{adjusted}} = 0,48$; $F_{1,8} = 9,54$; $p\text{-value} = 0,01$).

O modelo linear evidenciou uma significativa relação positiva entre a baixa qualidade da água (i.e., aumento valores parâmetros) e a cobertura cumulativa de organismos não

construtores ($r^2_{\text{adjusted}} = 0,33$; $F_{1,8} = 5,46$; $p\text{-value} = 0,04$). Pela inspeção visual dos coeficientes do modelo linear (**Figura 7**), demonstra-se que a densidade populacional apresentou a maior tamanho de efeito ($Y = 5,45 + 19,41x$; $r^2 = 0,50$) sobre os organismos não construtores, quando comparado aos outros fatores analisado, entretanto explicou mais de 70% a variabilidade nos parametros da qualidade da água.

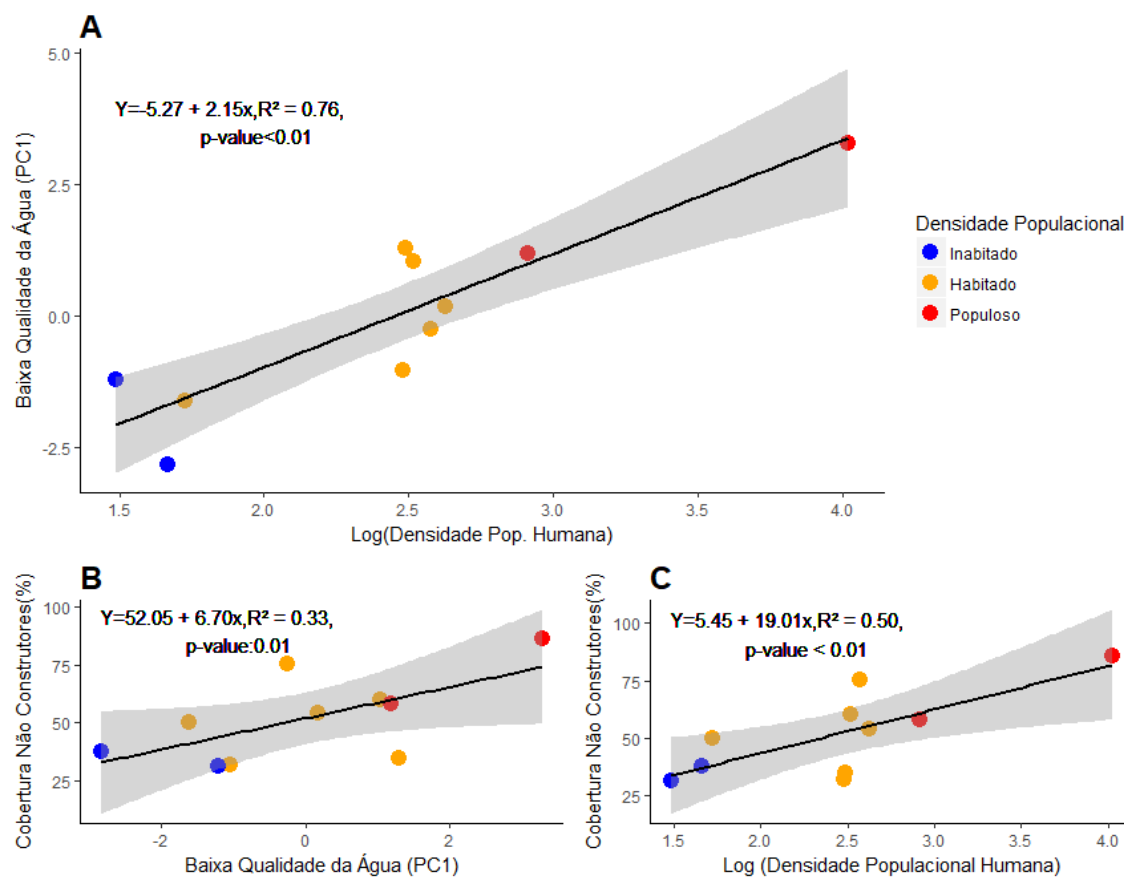


Figura 7: Relações lineares entre (a) log da densidade populacional humana e a baixa qualidade da água (PC1), (b) baixa qualidade da água (PC1) e a cobertura de organismos não construtores (%) e (c) log da densidade populacional humana e a cobertura de não construtores (%). Os pontos coloridos representam os recifes costeiros de acordo com a sua densidade populacional humana (Boipeba e Quiepe – pontos azuis; Abaí, Guarajuba, Praia do Forte, Itacimirim, Morro de São Paulo, Taipus de Fora – pontos amarelos; Mar Grande e Pituba – pontos vermelhos). As linhas sólidas são os ajustes de reta pela análise de regressão linear univariada com 95% de intervalo de confiança (faixa cinza). As equações representam as equações de cada reta ($Y = a + bx$), com o respectivo valor de F, coeficiente de determinação (r^2) e o valor de p .

DISCUSSÃO

A comunidade bentônica recifal é estruturada por uma diversidade de processos bióticos (competição e recrutamento) e abióticos (ressurgência costeira e ação das ondas) que interagem em várias escalas espaço-temporais [54,115,116]. Associado a estes processos, a manutenção da estrutura geomorfológica recifal é assegurada por um regime de perturbações periódicas, que tem sido influenciado pelas atividades antropogênicas [7,117].

Avaliações da abundância e diversidade nos recifes coralinos em escala local fornecem informações relevantes dos mecanismos subjacentes ao declínio e/ou alternância de dominância que embasam propostas de ações de manejo aos estressores [54,60,118]. A incompatibilidade em generalizar a visão binária (coral-macroalga) em avaliações recifais, realçam a necessidade de examinar a cobertura de uma variedade de organismos bentônicos [89,119,120].

Neste estudo, utilizando a cobertura cumulativa de organismos não construtores e, avaliando os parâmetros ambientais, demonstra-se que a densidade populacional humana altera a qualidade da água em recifes adjacentes a zonas costeiras, que por sua vez interfere na estrutura das comunidades. Um comprometimento da qualidade da água, pelo enriquecimento nutricional, tende a privilegiar os organismos não construtores, em especial os filtradores heterotróficos (e.g., esponjas), pela maior disponibilidade nutricional [121-126]. Deste modo, fica evidenciado o efeito do adensamento populacional, e consequentes atividades, na manutenção da resiliência dos recifes adjacentes a zona costeira.

Apesar de estudos recentes denotarem a ambiguidade e baixo poder explicativo da densidade populacional humana e indicarem outros preditores complementares (i.e., distância a costa) [51,127], este estudo, utilizando-se de indicadores mais refinados, demonstra a efetividade no uso da densidade populacional humana, ainda que exista uma dependência do contexto associado a estes potenciais fatores causais (i.e., parâmetros da qualidade da água).

Os corais foram os organismos mais abundantes nos recifes estudados, apesar da baixa diversidade. Os maiores valores foram registrados nos recifes inabitados. As espécies *Siderastrea stellata* e *Favia gravida*, espécies maciças tolerantes a fatores de estresses (i.e. temperatura, salinidade e turbidez), foram as mais abundantes, com maiores coberturas em poças de maré, corroborando outros estudos [128].

Acerca da resiliência dos recifes estudados verificou-se a homogeneização das assembleias coralinas por espécies maciças que apresentam baixas taxas de crescimento

(i.e., *Siderastrea stellata*) [129], o que não garante o crescimento da estrutura recifal e nem a manutenção da complexidade estrutural dos recifes, sob a perspectiva de estoques de carbonato, apesar do estado ecológico do recife [130,131].

Salvo nos recifes inabitados (**Figura S4-H**), a maioria das colônias apresentam um pequeno diâmetro (<10cm) evidenciando o contínuo processo de recrutamento frente a periodicidade de perturbações [93,132]. Apesar de metodologias, como AGGRA, não considerarem as colônias pequenas em seu protocolo de monitoramento [133,134], sugere-se a luz dos dados analisados que as métricas voltadas a frequência do tamanho da colônia, ao balanço de carbonato de cálcio e crescimento relativo dos corais devem ser incluídas, visando a acurácia das avaliações [135,136].

Os recifes brasileiros, embora não sejam submetidos à estressores naturais agudos (e.g. furacões), sofrem demasiadamente com a interação de múltiplos estressores originados de atividades antropogênicas como desflorestamento, eutrofização, sobrepesca, despejos de esgotos industriais e domésticos, dentre outros [137,138]. Em condições naturais, estes recifes caracterizam-se por condições de alta sedimentação e turbidez, devido a flutuações do nível do mar que ocorreram a 2-3kyr, o que expôs as comunidades coralinas a elevada radiação solar, determinado o seu declínio [139,140].

Apesar desta ameaça, os recifes costeiros rasos desenvolveram-se com os corais maciços (e.g., *Mussismillia braziliensis*) como os principais construtores, apesar da sua reduzida diversidade de caracteres funcionais [140], demonstrando a sua resistência ao branqueamento e mortalidade, bem como podendo ser funcionalmente adaptado a condições estressantes [142,143]. Neste estudo, embora tenha sido registrada uma baixa riqueza de espécies coralinas (7 spp.), as espécies *Siderastrea stellata* e *Favia gravida* foram registradas em todos os sítios estudados; *Mussismillia hispida* só foi registrada nos recifes inabitados e colônias mortas de *Mussismillia braziliensis* no Litoral Norte da Bahia. Diante da presença em todos os recifes estudados, independentemente dos estressores locais, ratificamos a alta resistência de *Siderastrea stellata* [145] com a sua dominância em alguns topos recifais.

Sob escala regional, estudos conduzidos nos recifes rasos (<5m) da Bahia identificam uma série de declínios da cobertura de construtores recifais [145-152] e sugerem modelos funcionais para investigar possíveis estados alternativos estáveis [153]. Neste estudo evidenciou-se a dominância de recifes por macroalgas, zoantídeos e esponjas bioerodidoras. Mudanças de fase já foram descritas para macroalgas [149] e zoantídeos,

este em recife costeiro no estado da Bahia [147,148], entretanto, torna-se o primeiro registro da dominância por esponjas bioerodidoras.

Registrou-se uma diferença significativa dos parâmetros abióticos entre os recifes estudados, sugerindo que as condições ambientais específicas estão sendo alteradas, com consecutiva dominância de organismos não construtores. Entretanto, considerando-se que os recifes brasileiros estão sob condições de elevada sedimentação e turbidez, torna-se essencial o monitoramento integrado no espaço e tempo [52,93,154], incorporando a história natural de perturbações e a variabilidade natural das condições ambientais, a fim de avaliar a resposta específica dos organismos recifais diante das mudanças climáticas projetadas para o futuro [155].

O litoral norte da Bahia, sofre com um processo acelerado de urbanização e turismo não planejado, o que ao ser desacoplado com a oferta e a adequabilidade dos serviços de saneamento básico, compromete a manutenção da qualidade da água em zonas marinhas adjacentes [156]. Costa Jr et al., [157], registrou elevada disponibilidade de nutrientes no recife de Guarajuba, através da contaminação do lençol freático rebaixado por efluentes domésticos e percolação até os recifes de corais, associando este fato à predominância de grupos bioerodidores na comunidade recifal. Alta disponibilidade de nutrientes também foi registrada, porém em valores menores, com sólidos em suspensão elevando a turbidez, ratificando o efeito crônico dos esgotos não tratados e do aporte de sedimentos (erosão antrópica) [156], o que acometeu a dominância de esponjas bioerodidoras. Além dos estressores locais, e em condições menos favoráveis a recuperação, as colônias de corais dos recifes de Guarajuba e Itacimirim sofrem influência sazonal de eventos de branqueamento, associado a elevadas temperaturas em poças de maré [158,159].

Neste estudo, alta temperatura e elevadas concentrações de NO₃, correlacionaram-se com a dominância de esponjas bioerodidoras no recife de Itacimirim; entretanto identificou-se branqueamento em massa (**Figura S4-A,B**), como demonstrado por experimentos recentes que desafiam a sua tolerância ao estresse térmico [160-162]. As esponjas bioerodidoras no recife de Itacimirim foram registradas em uma cobertura maior do que em Guarajuba, corroborando os registros da literatura [163], de que as esponjas são o grupo com maior potencial bioerodidor (>50%) sobre as colônias de *Siderastrea stellata*, influenciado pelo enriquecimento nutricional a níveis deletérios ao recife.

As esponjas bioerodidoras são reconhecidamente tolerantes a fatores de estresse ambiental que incluem sedimentação [73], turbidez [83,84], eutrofização [64,121] acidificação oceânica [85] e, devido a sua capacidade erosiva, incitam preocupações a

respeito dos estoques e da manutenção do estado de acreção dos recifes. De acordo com Kelmo et al. [164] e Chaves-Fonnegra et al. [165] eventos de anomalias térmicas como o El Niño, ao desencadear branqueamentos coralinos, potencializam a capacidade destes organismos em promoverem estados estáveis alternativos [64,66,165,166].

O aumento da disponibilidade de substrato de coral morto aumenta a área de substrato para colonização pelas esponjas [167-170], o que pode acarretar no declínio acentuado dos corais por competição com as esponjas [171]. Como essa relação não é exclusiva para os organismos bioerodidores, neste estudo encontrou-se uma correlação positiva para as esponjas ($r = 0,35$) mas, negativa para os bioerodidores ($r^2 = -0,54$) (**Figura S2**). Independentemente da disponibilidade de coral morto, em recifes adjacentes a zonas portuárias, houve uma reduzida cobertura de esponjas bioerodidoras, reforçando, que, em via de regra, nem toda mortalidade coralina irá beneficiar todas as espécies bioerodidoras [170].

A despeito da taxa de crescimento das esponjas, apesar das algas possuírem um crescimento mais rápido, temperatura elevadas ($30^\circ - 33^\circ\text{C}$) podem comprometer sua sobrevivência [172]. Com redução da cobertura por algas, a disponibilidade de substrato fomenta a colonização por esponjas bioerodidoras, perante a competitividade assimétrica das algas que previnem ou limitam a propagação das esponjas bioerodidoras [166].

Surpreendentemente, uma modelagem da competição de três organismos (esponjas bioerodidoras, algas e corais) realizada por González – Rivero et al., [173], enfatizou o potencial das esponjas em interferir na histerese entre sistemas dominados por corais-macroalga, por meio do fornecimento de uma fonte de alimento a peixes pastadores, impulsionando a dominância de sistemas recifais por macroalgas. Sob essa condição, e dependendo da sua competitividade com os corais, e taxa predatória, mesmo que as esponjas bioerodidoras não dominem a estrutura do bentos, a interação complexa gera efeitos imprevisíveis [174,175] reforçando a capacidade das esponjas em alterar processos ecológicos e formar estados estáveis de coexistência com as algas [166,176,177].

Embora se questione a resiliência das esponjas bioerodidoras frente aos eventos de anomalias térmicas, Marlow et al., [178] registrou *in situ* que a espécie *Cliona varians* apresentou a capacidade de rápida recuperação frente o branqueamento apesar de mortalidade pontual. Desta forma, a sobrevivência das esponjas bioerodidoras branqueadas, além de estar associada a magnitude e duração das anomalias térmicas,

associa-se também aos estoques lipídicos que as capacitam a sobreviver por meses na ausência da nutrição autotrófica (81,87,178).

A Baía de Todos os Santos (BTS), sofre um processo de degradação dos recifes, consequência do desenvolvimento urbano e industrial em suas adjacências [137,179-185]. Ao comprometer a qualidade da água deste ambiente, os diversos estressores crônicos (efluentes domésticos e industriais, refino e derramamento de petróleo, etc.) promovem efeitos danosos as comunidades coralinas da BTS, facilitando a colonização da mesma por diversas espécies invasoras [186], sendo uma das principais ameaças à biodiversidade e às funções ecossistêmicas [187]

Apesar de ser documentada uma mudança de fase persistente (acima de 9 anos) para zoantídeos no interior da BTS [147, **por *Epizoanthus variabilis***] desencadeado por múltiplos estressores que, possivelmente, geram efeito sinérgico na redução da qualidade da água, registramos a dominância de zoantídeos (principalmente *Zoanthus sociatus* e *Palythoa caribaeorum*) no recife da Praia do Forte, correlacionado com os teores de oxigênio dissolvido e sólidos em suspensão (**Figura 6**), ratificando o registrado para a costa da Índia [188].

O recife de Mar Grande, face externa da BTS, apesar de ser ameaçado por elevadas concentrações de sólidos totais em suspensão, apresentou elevada cobertura de corais, enquanto que a elevada cobertura de corais mortos e cascalho, pode ser associada ao intenso trânsito de embarcações. O intenso regime hidrodinâmico das ondas promovendo aumento na cobertura de algas calcárias articuladas e incrustantes [94].

Ao compararmos recifes costeiros com os recifes mais afastados da costa, na região da Baía de Todos os Santos, identificamos que os recifes afastados, como o de Caramuanas, registram maiores coberturas e riqueza de corais do que em Mar Grande, comprovando o efeito indireto da densidade populacional, embora esteja ameaçado pela pesca e tolere eventos de branqueamento [189]

A dominância das macroalgas no recife da Pituba, pode ser explicado, pelas elevadas taxas de nutrientes (**Tabela 2**), bem como pela influência de escoamento superficial carreando sedimentos de obras de dragagem na região (**Figura S4-C**). A concentração de nutrientes é associada a ligações clandestinas de esgotos a rede de drenagem pluvial, bem como ao efeito das plumas de poluentes de dois emissários submarinos [190].

Os recifes do Arquipélago Tinharé – Boipeba apresentaram boa condição de conservação, evidenciada pela cobertura de construtores recifais (**Figura 2**) e pela qualidade da água destes recifes costeiros (**Tabela 2**). A maior cobertura dos corais

escleractíneos neste recife, corrobora os registros de Loiola et al., [191] e Albuquerque et al., [192]. Embora a população desta região esteja concentrada em pequenos assentamentos ribeirinhos, onde a economia baseia-se da pesca de subsistência, a baixa disponibilidade de nutrientes é indicador da pequena exportação de nutrientes pelos estuários adjacentes, confirmando a contribuição incipiente da ocupação humana na degradação da qualidade da água, principalmente nos recifes inabitados de Boipeba [193].

A existência de recifes bem desenvolvidos e preservados na região do Arquipélago Tinharé-Boipeba, garante uma diversidade de serviços ecossistêmicos tais como a provisão de alimento e a realização de atividades recreacionais/culturais às comunidades costeiras. Entretanto, o turismo massificado não planejado e a pesca ameaçam os recifes dessa região e podem os conduzir a riscos a capacidade de ofertarem estes serviços [134,194].

Entre os recifes situados no Arquipélago Tinharé – Boipeba, claras distinções podem ser feitas, em relação a influência da densidade populacional humana e estressores associados. Em Morro de São Paulo se observa um processo intenso de urbanização (Segunda Praia), além de impactos da atividade portuária e do turismo [194] aumentando a vulnerabilidade costeira e os riscos na oferta de serviços ecossistêmicos [134], dessarte, em situação de intermediária prioridade de conservação. Já em Boipeba, o turismo em suas poças ameaça a manutenção dos recifes (**Figura S4-F**), comprometendo a estrutura das assembleias bentônicas [192], assim, considera-se estes como prioritários no estabelecimento de estratégias de conservação local [191].

A região da Baía de Camamu (BC), apesar da influência de estressores antrópicos voltados principalmente a especulação imobiliária e atividades de maricultura, ainda pode ser caracterizada como um sistema quase pristino, com características oligotróficas [195-198]

O recife costeiro de Taipus de Fora, na costa leste externa da BC apresentou condições adequadas para o desenvolvimento das comunidades coralinas [95], sendo influenciado por uma pequena urbanização [199] e intensa atividade turística [200]

; as condições da água, a cobertura bentônica e os parâmetros que versam sobre processos bioquímicos da comunidade o torna comparável a áreas marinhas protegidas do estado - Recife de Fora [201,202].

A ilha de Quiepe, aproximadamente 5km afastada da costa, apresentou uma elevada cobertura de organismos construtores de recife e estado oligotrófico de suas águas. Embora sofra influência do transporte de sedimentos pela desembocadura da Baía de

Camamu, não se identificou efeitos antrópicos nas comunidades coralinas desta localidade (**Figura S4-D**). Registrou-se alta diversidade de espécies coralinas e de esponjas, a qual devem ser priorizadas como alvos de conservação.

Na tentativa de proteger espécies marinhas ameaçadas, bem como a resiliência recifal, áreas marinhas protegidas estão sendo propostas e estabelecidas na costa brasileira [203-205], entretanto poucos estudos acessam a efetividade destas ações sobre as comunidades bentônicas [206,207].

Este estudo é pioneiro na caracterização de diversos organismos bentônicos e monitoramento da qualidade da água no topo dos recifes costeiros da Bahia. Identificou-se um notável efeito da densidade populacional humana sobre a degradação destes ecossistemas. Registrou-se a dominância e o branqueamento de esponjas bioerodidoras nos recifes do Litoral Norte da Bahia. A maior cobertura do topo recifal por corais escleractíneos evidencia a existência de suporte contínuo à resiliência dos recifes estudados, incluindo as mudanças climáticas futuras. Finalmente, este estudo corrobora a necessidade de que as iniciativas de manejo derivem de planejamentos integrados, que incluam as populações que dependem dos serviços na tomada de decisão.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] Pandolfi JM, Bradbury RH, Sala E, Hughes TP, Bjorndal KA, Cooke RG et al. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science*, 2003;301, 5635: 955-958.
- [2] Hughes TP, Baird AH, Bellwood DR, Card M, Connolly SR, Folke C et al. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science*, 2003; 301, 5635:929-933.
- [3] Ban SS, Graham NA, Connolly SR. Evidence for multiple stressor interactions and effects on coral reefs. *Global Change Biology*, 2014; 20(3): 681-697.
- [4] Hughes TP, Barnes ML, Bellwood DR, Cinner JE, Cumming GS, Jackson JB et al. Coral reefs in the Anthropocene. *Nature*, 2017; 546, 7656:82.
- [5] Graham NAJ, Jennings S, MacNeil MA, Mouillot D, Wilson SK. Predicting climate-driven regime shifts versus rebound potential in coral reefs. *Nature*, 2015; 518:94–97. <https://doi.org/10.1038/nature14140>.
- [6] Birkeland C. Coral reefs in the Anthropocene. In *Coral Reefs in the Anthropocene*. Springer, Dordrecht; 2015. pp. 1-15

- [7] Norström AV, Nyström M, Jouffray JB, Folke C, Graham NA, Moberg F. Guiding coral reef futures in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2016; 14(9): 490-498.
- [8] Letourneur Y, Briand MJ, Graham NAJ. Coral reef degradation alters the isotopic niche of reef fishes. *Mar. Biol.*, 2017. <https://doi.org/10.1007/s00227-017-3272-0>.
- [9] Bellwood DR, Hughes TP, Folke C, Nyström M. Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 2004; 429(6994): 827.
- [10] Madin JS, Madin EMP. The full extent of the global coral reef crisis. *Conserv. Biol.*, 2015; 29: 1724–1726. <https://doi.org/10.1111/cobi.12564>.
- [11] Kenchington, R. Science and the management of coral reefs. *Marine pollution bulletin*, 2018; 136: 508-515.
- [12] Hughes TP, Kerry JT, Connolly SR, Baird AH, Eakin CM, Heron SF et al. Ecological memory modifies the cumulative impact of recurrent climate extremes. *Nature Climate Change*, 2018; 9: 40-43.
- [13] Anthony K, Bay LK, Costanza R, Firn J, Gunn J, Harrison P., et al. New interventions are needed to save coral reefs. *Nature ecology & evolution*, 2017; 1(10): 1420.
- [14] Heron SF, Maynard JA, Van Hooidonk R, Eakin CM. Warming trends and bleaching stress of the world's coral reefs 1985–2012. *Scientific reports*, 2016; 6: 38402.
- [15] Hoegh-Guldberg O, Poloczanska ES, Skirving W, Dove S. Coral reef ecosystems under climate change and ocean acidification. *Frontiers in Marine Science*, 2017; 4: 158.
- [16] Lough JM, Anderson KD, Hughes TP. Increasing thermal stress for tropical coral reefs: 1871–2017. *Scientific reports*, 2018; 8(1): 6079.
- [17] Cheng L, Abraham J, Hausfather Z, Trenberth KE. How fast are the oceans warming? *Science*, 2019; 363(6423): 128-129.
- [18] Dove SG, Kline DI, Pantos O, Angly FE, Tyson GW, Hoegh-Guldberg O., et al. Future reef decalcification under a business-as-usual CO₂ emission scenario. *Proc. Natl Acad. Sci.*, 2013; USA 110: 15342–15347.
- [19] Jokiel PL, Jury CP, Kuffner IB. Coral calcification and ocean acidification. In *Coral Reefs at the Crossroads*. Springer, Dordrecht; 2016; pp. 7-45.
- [20] Eyre BD, Cyronak T, Drupp P, De Carlo EH, Sachs JP, Andersson AJ. Coral reefs will transition to net dissolving before end of century. *Science*, 2018; 359(6378): 908-911.

- [21] Baker AC, Glynn PW, Riegl B. Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. *Estuar Coast Shelf Sci.*, 2008; 80(4): 435-471.
- [22] Hughes TP, Kerry JT, Álvarez-Noriega M, Álvarez-Romero JG, Anderson KD, Baird AH., et al. Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, 2017; 543(7645): 373.
- [23] Hughes TP, Anderson KD, Connolly SR, Heron SF, Kerry JT, Lough JM, et al. Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science*, 2018; 359(6371): 80-83.
- [24] Oliver LM, Fisher WS, Fore L, Smith A, Bradley P. Assessing land use, sedimentation, and water quality stressors as predictors of coral reef condition in St. Thomas, US Virgin Islands. *Envir. Monit. Assess*, 2018; 190(4): 213.
- [25] Fabricius KE. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Marine pollution bulletin*, 2005; 50(2): 125-146.
- [26] Smith TB, Nemeth RS, Blondeau J, Calnan JM, Kadison E, Herzlieb S. Assessing coral reef health across onshore to offshore stress gradients in the US Virgin Islands. *Marine Pollution Bulletin*, 2008; 56(12): 1983-1991.
- [27] Fabricius KE. Factors determining the resilience of coral reefs to eutrophication: a review and conceptual model. In *Coral reefs: an ecosystem in transition*, 2011. Springer, Dordrecht, pp. 493-505.
- [28] Ennis RS, Brandt ME, Grimes KRW, Smith TB. Coral reef health response to chronic and acute changes in water quality in St. Thomas, United States Virgin Islands. *Marine pollution bulletin*, 2016; 111(1): 418-427.
- [29] Wenger AS, Williamson DH, da Silva ET, Ceccarelli DM, Browne NK, Petus C, Devlin MJ. Effects of reduced water quality on coral reefs in and out of no-take marine reserves. *Conservation Biology*, 2016; 30(1): 142-153.
- [30] Brown CJ, Jupiter SD, Albert S, Klein CJ, Mangubhai S, Maina JM et al. Tracing the influence of land-use change on water quality and coral reefs using a Bayesian model. *Scientific reports*, 2017; 7(1): 4740.
- [31] Maina J, De Moel H, Zinke J, Madin J, McClanahan T, Vermaat JE. Human deforestation outweighs future climate change impacts of sedimentation on coral reefs. *Nature communications*, 2013; 4: 1986.
- [32] Perry CT, Larcombe P. Marginal and non-reef-building coral environments. *Coral Reefs*, 2003; 22: 427-432.

- [33] Freeman LA. Robust Performance of Marginal Pacific Coral Reef Habitats in Future Climate Scenarios. *PLoS ONE*, 2015; 10(6): e0128875.
- [34] Richards ZT, Garcia RA, Wallace CC, Rosser NL, Muir PR. A diverse assemblage of reef corals thriving in a dynamic intertidal reef setting (Bonaparte Archipelago, Kimberley, Australia). *PLoS One*, 2015; 10(2): e0117791.
- [35] Cacciapaglia C, Van Woesik R. Climate-change refugia: shading reef corals by turbidity. *Global change biology*, 2016; 22(3): 1145-1154.
- [36] Morgan KM., Perry CT, Smithers SG, Johnson JA, Daniell JJ. Evidence of extensive reef development and high coral cover in nearshore environments: implications for understanding coral adaptation in turbid settings. *Sci. Rep.*, 2016; 6: 29616.doi: 10.1038/srep29616
- [37] Guest JR, Low J, Tun K, Wilson B, Ng C, Raingeard D, et al. Coral community response to bleaching on a highly disturbed reef. *Sci. Rep.*, 2016; 6: 20717. doi: 10.1038/srep20717
- [38] Lafratta A, Fromont J, Speare P, Schönberg CHL. Coral bleaching in turbid waters of north-western Australia. *Marine and Freshwater Research*, 2017; 68(1): 65-75.
- [39] Morgan KM, Perry CT, Johnson JÁ, Smithers SG. Nearshore Turbid-Zone Corals Exhibit High Bleaching Tolerance on the Great Barrier Reef Following the 2016 Ocean Warming Event. *Front. Mar. Sci.*, 2017; 4: 224. doi: 10.3389/fmars.2017.00224
- [40] Dubinsky Z, Jokiel PL. Ratio of energy and nutrient fluxes regulates symbiosis between zooxanthellae and corals. *Pacific Science*, 1994; 48(3): 313-324
- [41] Frankowiak K, Wang XT, Sigman DM, Gothmann AM, Kitahara MV, Mazur M et al. Photosymbiosis and the expansion of shallow-water corals. *Science advances*, 2016; 2(11): e1601122.
- [42] Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Chapin III FS, Lambin EF. A safe operating space for humanity. *Nature*, 2009; 461(7263): 472.
- [43] Brodie J, Devlin M, Haynes D, Waterhouse J. Assessment of the eutrophication status of the Great Barrier Reef lagoon (Australia). *Biogeochemistry*, 2011; 106: 281-302.
- [44] Silbiger NJ, Nelson CE, Remple K, Sevilla JK, Quinlan ZA, Putnam HM. Nutrient pollution disrupts key ecosystem functions on coral reefs. *Proc. R. Soc. B*, 2018; 285(1880): 20172718.

- [45] Cyronak T, Schulz KG, Santos IR, Eyre BD. Enhanced acidification of global coral reefs driven by regional biogeochemical feedbacks. *Geophysical Research Letters*, 2014; 41(15): 5538-5546.
- [46] Wooldridge SA. Water quality and coral bleaching thresholds: Formalising the linkage for the inshore reefs of the Great Barrier Reef, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 2009; 58(5): 745-751.
- [47] Wiedenmann J, D'Angelo C, Smith EG, Hunt AN, Legiret FE, Postle AD. Nutrient enrichment can increase the susceptibility of reef corals to bleaching. *Nature Climate Change*, 2013; 3(2): 160.
- [48] D'Angelo C, Wiedenmann J. Impacts of nutrient enrichment on coral reefs: new perspectives and implications for coastal management and reef survival. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2014; 7: 82-93.
- [49] Ezzat L, Maguer JF, Grover R, Ferrier-Pagès C. Limited phosphorus availability is the Achilles heel of tropical reef corals in a warming ocean. *Scientific reports*, 2017; 6: 31768.
- [50] Cinner JE, McClanahan TR, Daw TM, Graham NA, Maina J, Wilson SK, Hughes TP. Linking social and ecological systems to sustain coral reef fisheries. *Current Biology*, 2009; 19(3): 206-212.
- [51] Cinner JE, Graham NA, Huchery C, MacNeil MA. Global effects of local human population density and distance to markets on the condition of coral reef fisheries. *Conservation Biology*, 2013; 27(3): 453-458.
- [52] Bruno JF, Valdivia A. Coral reef degradation is not correlated with local human population density. *Scientific Reports*, 2016; 6: 29778.
- [53] Delevaux JMS, Jupiter SD, Stamoulis KA, Bremer LL, Wenger AS, Dacks R et al. Scenario planning with linked land-sea models inform where forest conservation actions will promote coral reef resilience. *Scientific reports*, 2018; 8(1): 12465.
- [54] Steneck RS, Mumby PJ, MacDonald C, Rasher DB, Stoye G. Attenuating effects of ecosystem management on coral reefs. *Science advances*, 2018; 4(5): eaao5493.
- [55] Yakob L, Mumby PJ. Climate change induces demographic resistance to disease in novel coral assemblages. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2011; 108:1967-1969.
- [56] Graham NA, Cinner JE, Norström AV, Nyström M. Coral reefs as novel ecosystems: embracing new futures. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2014; 7: 9-14.
- [57] Hughes, TP, Kerry JT, Baird, AH, Connolly SR, Dietzel, A, Eakin, C et al. Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature*, 2018; 556 (7702): 492-496.

- [58] D. Vinebrooke R, Cottingham K, Norberg MSJ, Dodson S, Maberly S, Sommer U. Impacts of multiple stressors on biodiversity and ecosystem functioning: the role of species co-tolerance. *Oikos*, 2004; 104(3): 451-457.
- [59] Darling, ES, McClanahan TR, Côté IM. Life histories predict coral community disassembly under multiple stressors. *Global Change Biology*, 2013; 19(6): 1930-1940.
- [60] Bruno JF, Sweatman H, Precht WF, Selig ER, Schutte VGW. Assessing evidence of phase shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. *Ecology*, 2009; 90: 1478–1484.
- [61] Bruno JF, Precht WF, Vroom PS, Aronson RB. Coral reef baselines: how much macroalgae is natural?. *Marine Pollution Bulletin*, 2014; 80(1-2): 24-29.
- [62] Feitosa JL, Ferreira BP. Distribution and feeding patterns of juvenile parrotfish on algal-dominated coral reefs. *Marine Ecology*, 2015; 36(3): 462-474.
- [63] Aronson RB, Precht W, Toscano M, Koltes KH. The 1998 bleaching event and its aftermath on a coral reef in Belize. *Marine Biology*, 2002; 141(3): 435-447.
- [64] Ward-Paige CA, Risk MJ, Sherwood OA, Jaap WC. Clionid sponge surveys on the Florida Reef Tract suggest land-based nutrient inputs. *Marine Pollution Bulletin*, 2005; 51(5-7): 570-579.
- [65] Cruz IC, Kikuchi RK, Longo LL, Creed JC. Evidence of a phase shift to *Epizoanthus gabrieli* Carlgreen, 1951 (Order Zoanthidea) and loss of coral cover on reefs in the Southwest Atlantic. *Marine Ecology*, 2015; 36(3): 318-325.
- [66] Norström AV, Nyström M, Lokrantz J, Folke C. Alternative states on coral reefs: beyond coral–macroalgal phase shifts. *Marine ecology progress series*, 2009; 376: 295-306.
- [67] Diaz MC, Rützler K. Sponges: an essential component of Caribbean coral reefs. *Bulletin of Marine Science*, 2001; 69(2): 535-546.
- [68] Bell JJ. The functional roles of marine sponges. *Estuarine, coastal and shelf science*, 2008; 79(3): 341-353.
- [69] Maldonado M, Ribes M, van Duyl FC. Nutrient fluxes through sponges: biology, budgets, and ecological implications. In *Advances in marine biology*, 2012; 62. Academic Press. 113-182.
- [70] De Goeij JM, Van Oevelen D, Vermeij MJ, Osinga R, Middelburg JJ, de Goeij AF. Surviving in a marine desert: the sponge loop retains resources within coral reefs. *Science*, 2013; 342(6154): 108-110.

- [71] Rix L, de Goeij JM, van Oevelen D, Struck U, Al-Horani FA, Wild C, Naumann MS. Differential recycling of coral and algal dissolved organic matter via the sponge loop. *Functional Ecology*, 2017; 31(3): 778-789.
- [72] Wulff J. Ecological interactions and the distribution, abundance, and diversity of sponges. In *Advances in Marine Biology*, 2012; 61. Academic Press. pp. 273-344.
- [73] Powell A, Smith DJ, Hepburn LJ, Jones T, Berman J, Jompa J, et al. Reduced Diversity and High Sponge Abundance on a Sedimented Indo-Pacific Reef System: Implications for Future Changes in Environmental Quality. *PLoS ONE*, 2014; 9(1): e85253.
- [74] Goreau TF, Hartman WD. Boring sponges as controlling factors in the formation and maintenance of coral reefs. *Amer. Assoc. Adv. Sci. Publ*, 1963; 75:25-54.
- [75] Rützler K. The role of burrowing sponges in bioerosion. *Oecologia*, 1975; 19(3): 203-216.
- [76] Macgeachy JK, Stearn CW. Boring by macro-organisms in the coral *Montastrea annularis* on Barbados Reefs. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 1976; 61(6): 715-745.
- [77] Rose CS, Risk MJ. Increase in *Cliona delitrix* infestation of *Montastrea cavernosa* on an organically polluted portion of the Grand Cayman fringing reef. *Mar Ecol*, 1985; 6(4):345–363.
- [78] Schönberg CHL, Ortiz JC. Is sponge bioerosion increasing. In *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium*, 2008; 8: 7-11. Fort Lauderdale, FL: International Society for Reef Studies.
- [79] Carballo JL, Bautista E, Nava H, Cruz-Barraza JA, Chávez JA. Boring sponges, an increasing threat for coral reefs affected by bleaching events. *Ecology and Evolution*, 2013; 3(4): 872-886.
- [80] Schönberg CH, Suwa R. Why bioeroding sponges may be better hosts for symbiotic dinoflagellates than many corals. *Porifera Research: Biodiversity, Innovation and Sustainability*. *Publ Museu Nac Rio de Janeiro*, 2007: 569-580.
- [81] Riesgo A, Peterson K, Richardson C, Heist T, Strehlow B, McCauley M et al. Transcriptomic analysis of differential host gene expression upon uptake of symbionts: a case study with *Symbiodinium* and the major bioeroding sponge *Cliona varians*. *BMC genomics*, 2014; 15(1): 376.
- [82] Ramsby BD, Hill MS, Thornhill DJ, Steenhuizen SF, Achlatis M, Lewis AM, LaJeunesse TC. Sibling species of mutualistic *Symbiodinium* clade G from bioeroding

sponges in the western Pacific and western Atlantic oceans. *Journal of phycology*, 2017; 53(5): 951-960.

[83] Biggerstaff A, Smith DJ, Jompa J, Bell JJ. Photoacclimation supports environmental tolerance of a sponge to turbid low-light conditions. *Coral Reefs*, 2015; 34(4): 1049-1061.

[84] Marlow J, Davy SK, Haris A, Bell JJ. Photoacclimation to light-limitation in a clonoid sponge; implications for understanding sponge bioerosion on turbid reefs. *Marine pollution bulletin*, 2018; 135: 466-474.

[85] Bennett HM, Altenrath C, Woods L, Davy SK, Webster NS, Bell JJ. Interactive effects of temperature and pCO₂ on sponges: from the cradle to the grave. *Global change biology*, 2017; 23(5): 2031-2046.

[86] Biggerstaff A, Smith DJ, Jompa J, Bell JJ. Metabolic responses of a phototrophic sponge to sedimentation supports transitions to sponge-dominated reefs. *Scientific Reports*, 2017; 7(1): 2725.

[87] Bennett H, Bell JJ, Davy SK, Webster NS, Francis DS. Elucidating the sponge stress response; lipids and fatty acids can facilitate survival under future climate scenarios. *Global change biology*, 2018; 24:3130–3144.

[88] Bell JJ, Rovellini A, Davy SK, Taylor MW, Fulton EA, Dunn MR. Climate change alterations to ecosystem dominance: how might sponge-dominated reefs function?. *Ecology*, 2018; 99(9): 1920-1931

[89] Donovan MK, Friedlander AM, Lecky J, Jouffray JB, Williams GJ, Wedding LM. Combining fish and benthic communities into multiple regimes reveals complex reef dynamics. *Scientific reports*, 2018; 8(1): 16943.

[90] Kelmo F, Attrill MJ. Cnidarian community structure of coastal reefs from northern Bahia, Brazil. *Bulletin of Marine Science*, 2001; 69(2): 547-557.

[91] Leao ZMAN, Kikuchi RKP, Testa V. Corals and coral reefs of Brazil. In: Cortés, J. (Ed.), *Latino American Coral Reefs*. Elsevier Science, Amsterdam, 2003. pp. 9–52.

[92] Kikuchi RKP, Leão ZMAN, Oliveira MDM. Conservation status and spatial patterns of AGRRA vitality indices in Southwestern Atlantic Reefs. *Rev. Biol. Trop.*, 2010; 58 (1): 1-31.

[93] Kelmo F, Attrill MJ. Severe Impact and Subsequent Recovery of a Coral Assemblage following the 1997–8 El Niño Event: A 17-Year Study from Bahia, Brazil. *PLoS ONE*, 2013; 8(5): e65073. doi:10.1371/journal.pone.0065073

- [94] Cruz ICS, Kikuchi RKP, Leão ZMAN. Characterization of coral reefs from Todos os Santos Bay Protected Area for management purpose, Bahia, Brazil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 2009; 9: 16-36.
- [95] Kikuchi RKP, Oliveira MDM, Leão ZMAN, Silva RM, Martins PMR. Os recifes de Tinharé-Boipeba-Camamu, Bahia. In: RIO OIL & GAS EXPO AND CONFERENCE, XIV, Rio de Janeiro. *Proceedings of the Rio Oil & Gas Expo and Conference*, 2008. 8 pp.
- [96] Dominguez, J. L., Bittencourt, A. C. D. S. P., & Martin, L. (1992). Controls on Quaternary coastal evolution of the east-northeastern coast of Brazil: roles of sea-level history, trade winds and climate. *Sedimentary Geology*, 80(3-4), 213-232.
- [97] U.S. Navy. *Marine climatic atlas of the World*, vol. IV, South Atlantic Ocean, Washington D.C., 1978; USA.
- [98] Silveira IC, Miranda LB, Brown WS. On the origins of the North Brazil Current. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 1994; 99(C11): 22501-22512.
- [99] Rodrigues RR, Rothstein LM, Wimbush M. Seasonal variability of the South Equatorial Current bifurcation in the Atlantic Ocean: A numerical study. *Journal of Physical Oceanography*, 2007; 37(1): 16-30.
- [100] Hill J, Wilkinson CLIVE. *Methods for ecological monitoring of coral reefs*. Australian Institute of Marine Science, 2004 Townsville, 117. pp. 41-42.
- [101] Cebrian E. Grazing on coral reefs facilitates growth of the excavating sponge *Cliona orientalis* (Clionidae, Hadromerida). *Marine Ecology*, 2010; 31(4): 533-538.
- [102] Schönberg CHL. Monitoring bioeroding sponges: using rubble, quadrat, or intercept surveys?. *The Biological Bulletin*, 2015; 228(2): 137-155.
- [103] Boury-Esnault N, Rutzler K. *Thesaurus of sponge morphology*. Washington: Smithsonian Institution Press, 1997. 64p.
- [104] Carballo JL, Sanchez-Moyano E, García-Gomez JC. Taxonomic and ecological remarks on boring sponges (Clionidae) from the straits of Gibraltar (southern Spain): tentative bioindicators?. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 1994; 112: 407 - 424.
- [105] Hooper JNA, Van Soest RWM. *SYSTEMA PORIFERA - A Guide to the Classification of Sponge*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, v. 1, 2002; 1778p
- [106] Hadju E, Peixinho S, Fernandez JCC. *Esponjas Marinhas da Bahia - Guia de campo e laboratório*. Rio de Janeiro: Museu Nacional (Série Livros 45), 2011. 277p.

- [107] Krom MD. Spectrophotometric determination of ammonia: a study of a modified Berthelot reaction using salicylate and dichloroisocyanurate. *Analyst*, 1980; 105:305–316
- [108] Grasshoff K, Kremling K, Ehrhardt M. *Methods of seawater analysis*. John Wiley & Sons, 2009.
- [109] Center for International Earth Science Information Network (CIESIN)—Columbia University. (2016). *Gridded Population of the World, Version 4 (GPWv4): Population Density*.
- [110] Clarke KR, Warwick RM. An approach to statistical analysis and interpretation. *Change in marine communities*, 1994; 2:117-143.
- [111] Clarke KR. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*, 1993; 18(1): 117-143.
- [112] Carr MR. *PRIMER: Plymouth routines in multivariate ecological research*. 1996. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK.
- [113] Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*, 2008. PRIMER-E, Plymouth, UK, 214p.
- [114] R Core Team. *R: A language and environment for statistical computing*, 2017. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- [115] Bellwood DR, Hughes TP. Regional-scale assembly rules and biodiversity of coral reefs. *Science*, 2001; 292(5521): 1532-1535.
- [116] Crane NL, Nelson P, Abelson A, Precoda K, Rulmal Jr J, Bernardi G, Paddock M. Atoll-scale patterns in coral reef community structure: Human signatures on Ulithi Atoll, Micronesia. *PloS one*, 2017; 12(5): e0177083.
- [117] Nyström M, Folke C, Moberg F. Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. *Trends in Ecology & Evolution*, 2000; 15(10): 413-417.
- [118] Aued AW, Smith F, Quimbayo JP, Cândido DV, Longo GO, Ferreira CE. Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province. *PloS one*, 2018; 13(6): e0198452.
- [119] Jouffray JB, Nystrom M, Norstrom AV, Williams ID, Wedding LM, Kittinger JN, Williams GJ. Identifying multiple coral reef regimes and their drivers across the Hawaiian archipelago. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, 2015; 370: 20130268. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0268>.
- [120] Smith JE, Brainard R, Carter A, Grillo S, Edwards C, Harris J. Re-evaluating the health of coral reef communities: baselines and evidence for human impacts across the central Pacific. *Proc. R. Soc. B*, 2016; 283(1822): 20151985.

- [121] Rose CS, Risk MJ. Increase in *Cliona delitrix* infestation of *Montastrea cavernosa* heads on an organically polluted portion of the Grand Cayman fringing reef. *Marine Ecology*, 1985; 6(4): 345-363.
- [122] Holmes KE. Effects of eutrophication on bioeroding sponge communities with the description of new West Indian sponges, *Cliona* spp. (Porifera: Hadromerida: Clionidae). *Invertebrate Biology*, 2000; 119(2): 125–138.
- [123] Chazottes V, Le Campion-Alsumard T, Peyrot-Clausade M, Cuet P. The effects of eutrophication-related alterations to coral reef communities on agents and rates of bioerosion (Reunion Island, Indian Ocean). *Coral reefs*, 2002; 21(4): 375-390.
- [124] Vermeij MJ, Van Moorselaar I, Engelhard S, Hörnlein C, Vonk SM, Visser PM. The effects of nutrient enrichment and herbivore abundance on the ability of turf algae to overgrow coral in the Caribbean. *PloS one*, 2010; 5(12): e14312.
- [125] Mueller B, de Goeij JM, Vermeij MJA, Mulders Y, van der Ent E, et al. Natural Diet of Coral-Excavating Sponges Consists Mainly of Dissolved Organic Carbon (DOC). *PLoS ONE*, 2014; 9(2): e90152. doi:10.1371/journal.pone.0090152
- [126] De Bakker DM, Van Duyl FC, Bak RP, Nugues MM, Nieuwland G, Meesters EH. 40 Years of benthic community change on the Caribbean reefs of Curaçao and Bonaire: the rise of slimy cyanobacterial mats. *Coral Reefs*, 2017; 36(2): 355-367.
- [127] Pereira PHC, Macedo CH, Nunes JdACC, Marangoni LFdB, Bianchini A. Effects of depth on reef fish communities: Insights of a “deep refuge hypothesis” from Southwestern Atlantic reefs. *PLoS ONE*, 2018; 13(9): e0203072. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0203072>
- [128] Leão ZMAN, Kikuchi RKP, Oliveira MDM. The Coral Reef Province of Brazil. In: *World Seas: an Environmental Evaluation*. Academic Press, 2019. p. 813-833.
- [129] Suggett DJ, Kikuchi RK, Oliveira MD, Spanó S, Carvalho R, Smith DJ. Photobiology of corals from Brazil’s near-shore marginal reefs of Abrolhos. *Marine Biology*, 2012; 159(7): 1461-1473.
- [130] Perry CT, Steneck RS, Murphy GN, Kench PS, Edinger EN, Smithers SG, Mumby, PJ. Regional-scale dominance of non-framework building corals on Caribbean reefs affects carbonate production and future reef growth. *Global Change Biology*, 2015; 21(3): 1153-1164.
- [131] Januchowski-Hartley FA, Graham NA, Wilson SK, Jennings S, Perry CT. Drivers and predictions of coral reef carbonate budget trajectories. *Proc. R. Soc. B*, 2017; 284(1847): 20162533.

- [132] Attrill MJ, Kelmo F. Opportunistic responses of *Diadema antillarum* (Echinodermata: Echinoidea) populations following the 1997–98 El Niño event in Bahia, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2007; 73(1-2): 243-248.
- [133] Kikuchi RKP, Leão ZMAN, Oliveira MDM. Conservation status and spatial patterns of AGRRA vitality indices in Southwestern Atlantic Reefs. *Rev. Biol. Trop.*, 2010; 58 (1): 1-31.
- [134] Elliff CI, Kikuchi RK. Ecosystem services provided by coral reefs in a Southwestern Atlantic Archipelago. *Ocean & coastal management*, 2017; 136: 49-55.
- [135] Barros MMLD, Pires DDO. Colony size-frequency distributions among different populations of the scleractinian coral *Siderastrea stellata* in Southwestern Atlantic: implications for life history patterns. *Brazilian Journal of Oceanography*, 2006; 54(4): 213-223.
- [136] Riegl BM, Sheppard CR, Purkis SJ. Human impact on atolls leads to coral loss and community homogenisation: a modeling study. *PloS one*, 2012; 7(6): e36921.
- [137] Dutra LXC, Haworth RJ. Human disturbance, natural resilience and management futures: the coral reefs of Todos Os Santos Bay, Bahia, Brazil. *J. Sustain. Dev.*, 2008; 1: 13–30.
- [138] Tedesco EC, Segal B, Calderon EN, Schiavetti A. Conservation of Brazilian coral reefs in the South Atlantic Ocean: a change of approach. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 2017; 45(2): xx-xx. DOI: 10.3856/vol45-issue2-fulltext-x
- [139] Leao ZMAN, Kikuchi RKP, Maia MP, Lago RAL. A catastrophic coral cover decline since 3000 years B.P., northern Bahia, Brazil. In: *Proc.eigth Int Coral Reef Symp.* 1. 19997. pp. 583–588.
- [140] Leão ZMAN, Kikuchi RKP. A relic coral fauna threatened by global changes and human activities, Eastern Brazil. *Mar. Pollut. Bull.*, 2005; 51: 599–611. <https://doi.org/0.1016/j.marpolbul.2005.04.024>.
- [141] McWilliam M, Hoogenboom MO, Baird AH, Kuo CY, Madin JS, Hughes TP. Biogeographical disparity in the functional diversity and redundancy of corals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2018: 201716643.
- [142] Leão ZMAN, Ginsburg RN. Living reefs surrounded by siliciclastic sediments: the Abrolhos coastal reefs, Bahia, Brazil. In *Proc 8th Int Coral Reef Symp*, 1997; 2: 1767-1772.

- [143] Leão ZM, Kikuchi RK, Ferreira BP, Neves EG, Sovierzoski HH, Oliveira MD. Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. *Brazilian Journal of Oceanography*, 2016; 64(SPE2): 97-116.
- [144] Costa CF, Sassi R, Gorlach-Lira K. Zooxanthellae genotypes in the coral *Siderastrea stellata* from coastal reefs in northeastern Brazil. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2008; 367(2): 149-152.
- [145] Medeiros PR, Gempel RG, Souza AT, Ilarri MI, Rosa RS. Non-random reef use by fishes at two dominant zones in a tropical, algal-dominated coastal reef. *Environ. Biol. Fish*, 2010; 87: 237–246. <https://doi.org/10.1007/s10641-010-9593-1>.
- [146] Bruce T, Meirelles PM, Garcia G, Paranhos R, Rezende CE, de Moura RL, et al. Abrolhos Bank Reef Health Evaluated by Means of Water Quality, Microbial Diversity, Benthic Cover, and Fish Biomass Data. *PLoS ONE*, 2012; 7(6): e36687.
- [147] Cruz ICS, Kikuchi RKP, Longo LL, Creed JC. Evidence of a phase shift to *Epizoanthus gabrieli* Carlgreen, 1951 (Order Zoanthidea) and loss of coral cover on reefs in the Southwest Atlantic. *Mar. Ecol.*, 2015; 36: 318–325. <https://doi.org/10.1111/maec.12141>.
- [148] Cruz ICS, Loiola M, Albuquerque T, Reis R, Anchieta CC, Nunes J, Reimer JD et al. Effect of phase shift from corals to Zoantharia on reef fish assemblages. *PLoS One*, 2015; 10: e0116944. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116944>.
- [149] Feitosa JLL, Ferreira BP. Distribution and feeding patterns of juvenile parrotfish on algal-dominated coral reefs. *Mar. Ecol.*, 2014: 1–13. <https://doi.org/10.1111/maec.12154>.
- [150] Pereira PHC, Moraes RL, Santos MVB, Lippi DL, Feitosa JLL, Pedrosa M. The influence of multiple factors upon reef fish abundance and species richness in a tropical coral complex. *Ichthyol. Res.*, 2014: 375–384. <https://doi.org/10.1007/s10228-014-0409-8>.
- [151] Silveira CB, Silva-Lima AW, Francini-Filho RB, Marques JSM, Almeida MG, Thompson CC. et al. Microbial and sponge loops modify fish production in phase-shifting coral reefs. *Environ. Microbiol.* 2015. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.12851>.
- [152] Cruz IC, Waters LG, Kikuchi RK, Leão ZM, Turra A. Marginal coral reefs show high susceptibility to phase shift. *Marine pollution bulletin*, 2018; 135: 551-561.
- [153] Cruz ICS, Kikuchi RKP, Creed JC. Improving the construction of functional models of alternative persistent states in coral reefs using insights from ongoing research

- programs: a discussion paper. *Mar. Environ. Res.*, 2014; 97: 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.01.003>.
- [154] Abessa DM, Albuquerque HC, Morais LG, Araújo GS, Fonseca TG, Cruz AC. Pollution status of marine protected areas worldwide and the consequent toxic effects are unknown. *Environmental Pollution*, 2018.
- [155] Rivest EB, Comeau S, Cornwall CE. The role of natural variability in shaping the response of coral reef organisms to climate change. *Current Climate Change Reports*, 2017; 3(4): 271-281.
- [156] Galvão TA, Nolasco MC. Urbanization and coral reefs in Guarajuba Beach, north coast of Bahia, Brazil. *Ocean & coastal management*, 2013; 77: 50-58.
- [157] Costa Jr OS, Leão ZMAN, Nimmo M, Attrill MJ. Nutrifcation impacts on coral reefs from northern Bahia, Brazil. *Hydrobiologia*, 2000; 440: 307–315. <https://doi.org/10.1023/A:1004104118208>.
- [158] Poggio C, Leão ZMDAN, Mafalda Junior PO. Registro de branqueamento sazonal em *Siderastrea* spp em poças intermareais do recife de Garajuba, Bahia, Brasil. *Interciencia*, 2009; 34 (7).
- [159] Leão ZMDAN, Kikuchi RKPD, Oliveira MDDMD. Branqueamento de corais nos recifes da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano. *Biota Neotrop*. 2008; 8(3): 069-082.
- [160] Achlatis M, van der Zande RM, Schönberg CH, Fang JK, Hoegh-Guldberg O, Dove S. Sponge bioerosion on changing reefs: ocean warming poses physiological constraints to the success of a photosymbiotic excavating sponge. *Scientific reports*, 2017; 7(1): 10705.
- [161] Fang JK, Schönberg CH, Mello-Athayde MA, Achlatis M, Hoegh-Guldberg O, Dove S. Bleaching and mortality of a photosymbiotic bioeroding sponge under future carbon dioxide emission scenarios. *Oecologia*, 2018: 1-11.
- [162] Ramsby BD, Hoogenboom MO, Smith HA, Whalan S, Webster NS. The bioeroding sponge *Cliona orientalis* will not tolerate future projected ocean warming. *Scientific reports*, 2018; 8(1): 8302.
- [163] Reis MAC, Leão ZMAN. Bioerosion rate of the sponge *Cliona celata* (Grant 1826) from reefs in turbid waters, north Bahia, Brazil. In: *Proceedings of the Tenth International Coral Reef Symposium*, 2003; 1: 273–278.
- [164] Kelmo F, Bell JJ, Attrill MJ. Tolerance of Sponge Assemblages to Temperature Anomalies: Resilience and Proliferation of Sponges following the 1997–8 El-Niño

- Southern Oscillation. PLoS ONE, 2013; 8(10): e76441. doi:10.1371/journal.pone.0076441
- [165] Chaves-Fonnegra A, Riegl B, Zea S, Lopez JV, Smith T, Brandt M, Gilliam DS. Bleaching events regulate shifts from corals to excavating sponges in algae-dominated reefs. *Global change biology*, 2018; 24(2): 773-785.
- [166] González-Rivero M, Bozec YM, Chollett I, Ferrari R, Schönberg CH, Mumby PJ. Asymmetric competition prevents the outbreak of an opportunistic species after coral reef degradation. *Oecologia*, 2016; 181(1): 161-173.
- [167] Schönberg CH, Fang JKH, Carballo JL. Bioeroding sponges and the future of coral reefs. In *Climate Change, Ocean Acidification and Sponges*. Springer, Cham, 2017. pp. 179-372
- [168] Nava H, Ramírez-Herrera MT, Figueroa-Camacho AG, Villegas-Sánchez BM. Habitat characteristics and environmental factors related to boring sponge assemblages on coral reefs near populated coastal areas on the Mexican eastern Pacific coast. *Marine Biodiversity*, 2014; 44: 45–54.
- [169] Nava H, García-Madrigal CAE, Carballo JL. Relationships between boring sponge assemblages and the availability of dead coral substrate on Mexican Pacific coral reefs. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2018; 1-11.
- [170] Marlow J, Schönberg CH, Davy SK, Haris A, Jompa J, Bell JJ. Bioeroding sponge assemblages: the importance of substrate availability and sediment. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2018; 1-16.
- [171] Lopez-Victoria M, Zea S, Weil E. Competition for space between encrusting excavating Caribbean sponges and other coral reef organisms. *Marine Ecology Progress Series*, 2006; 312: 113–121. <https://doi.org/10.3354/meps312113>
- [172] Pakker H, Breeman AM, Prud'homme Van Reine, WF, Van Den Hoek, C. A comparative study of temperature responses of Caribbean seaweeds from different biogeographic groups. *Journal of Phycology*, 1995; 31: 499–527. <https://doi.org/10.1111/jpy.1995.31.issue-4>
- [173] Gonzalez-Rivero M, Yakob L, Mumby PJ. The role of sponge competition on coral reef alternative steady states. *Ecological Modeling*, 2011; 222: 1847–1853.
- [174] May RM, Leonard WJ. Nonlinear aspects of competition between three species. *SIAM J. Appl. Math*, 2975; 29: 243–253.
- [175] Boccara N. *Introduction Modeling Complex Systems*. Springer, New York, 2010: 1-23.

- [176] Bell JJ, Davy SK, Jones T, Taylor MW, Webster NS. Could some coral reefs become sponge reefs as our climate changes? *Glob. Chang. Biol.*, 2013; 19: 2613–2624.
- [177] Bell JJ, Rovellini A, Davy SK, Taylor MW, Fulton EA, Dunn MR. Climate change alterations to ecosystem dominance: how might sponge-dominated reefs function?. *Ecology*, 2018; 99(9): 1920-1931.
- [178] Marlow J, Davy SK, Shaffer M, Haris A, Bell JJ. Bleaching and recovery of a phototrophic bioeroding sponge. *Coral Reefs*, 2018; 37(2): 565-570.
- [179] Dutra LXC, Kikuchi RKP, Leão ZMAN. Todos os Santos Bay coral reefs, Eastern Brazil, revisited after 40 years. In: *International Coral Reef Symposium*, 10, 2004. Japan: Proceedings, 2006: 1090-1095.
- [180] Peso-Aguiar MC, Smith DH, Assis RCF. Effects of petroleum and its derivatives in benthic communities at Baía de Todos os Santos/Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. *Aquat. Ecosyst. Health Manag*, 2000; 3: 459–470.
- [181] Venturini N, Tommasi LR. Polycyclic aromatic hydrocarbons and changes in the trophic structure of polychaete assemblages in sediments of Todos os Santos Bay, Northeastern, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 2004; 48(1-2): 97-107.
- [182] Celino JJ, Oliveira OMCD, Hadlich GM, Queiroz AFDS, Garcia KS. Assessment of contamination by trace metals and petroleum hydrocarbons in sediments from the tropical estuary of Todos os Santos Bay, Brazil. *Revista Brasileira de Geociências*, 2008; 38(4): 753-760.
- [183] Wagener A, Hamacher C, Farias C, Godoy JM, Scofield A. Evaluation of tools to identify hydrocarbon sources in recent and historical sediments of a tropical bay. *Marine Chemistry*, 2010; 121(1-4): 67-79.
- [184] Nascimento RA, de Almeida M, Escobar NC, Ferreira SL, Mortatti J, Queiroz AF. Sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and organic matter in surface sediments of an estuary under petroleum activity influence, Todos os Santos Bay, Brazil. *Marine pollution bulletin*, 2017; 119(2): 223-230.
- [185] Andrade RLB, Hatje V, Masqué P, Zurbrick CM, Boyle EA, Santos WPC. Chronology of anthropogenic impacts reconstructed from sediment records of trace metals and Pb isotopes in Todos os Santos Bay (NE Brazil). *Marine pollution bulletin*, 2017; 125(1-2): 459-471.
- [186] Barros F, Almeida ACS, Cavalcanti FF, Miranda RJ, Nunes JACC, Reis-Filho JÁ, Silva EC. Espécies marinhas exóticas e invasoras na Baía de Todos os Santos. In: Hatje,

- V.; Dantas, L. M. V.; Andrade, J. B.. (Org.). Baía de Todos os Santos: avanços nos estudos de longo prazo. 01ed.Salvador: EDUFBA, 2018; 01: 127-154.
- [187] Seebens H, Gastner MT, Blasius B, Courchamp F. The risk of marine bioinvasion caused by global shipping. *Ecology letters*, 2013; 16(6): 782-790.
- [188] Kumari S, Zacharia PU, Kripa V, Sreenath KR, George G. Distribution pattern and community structure of zoanthids (Zoantharia) along the coast of Saurashtra, Gujarat, India. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*. 2016; 96: 1577–1584. <https://doi.org/10.1017/S0025315415001885>.
- [189] Miranda RJ, Cruz ICS, Leão ZMAN. Coral bleaching in the Caramuanas reef (Todos os Santos Bay, Brazil) during the 2010 El Niño event. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 2013; 41(2): 351-360.
- [190] Roth F, Lessa GC, Wild C, Kikuchi RKP, Naumann MS. Impacts of a high-discharge submarine sewage outfall on water quality in the coastal zone of Salvador (Bahia, Brazil). *Marine pollution bulletin*, 2016; 106(1-2): 43-48.
- [191] Loiola M, Cruz IC, Leão ZM, Kikuchi RK. Definition of priority areas for the conservation of a coastal reef complex in the eastern Brazilian coast. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 2014; 14(4).
- [192] Albuquerque T, Loiola M, Nunes JACC, Reis-Filho JA, Sampaio CLS, Leduc, AOHC. In situ effects of human disturbances on coral reef-fish assemblage structure: temporary and persisting changes are reflected as a result of intensive tourism. *Mar. Freshw. Res.* 2014. <http://dx.doi.org/10.1071/MF13185>.
- [193] Barboza CDN, Paes ET, Andrade, KJ, Marques Jr AN. Concentrations and fluxes of nutrients and suspended organic matter in a tropical estuarine system: the Tinharé-Boipeba Islands Archipelago (Baixo Sul Baiano, Brazil). *Journal of Coastal Research*, 2013; 30(6): 1197-1209.
- [194] SILVA IR, Nascimento HM, Rebouças RC. Avaliação da Sensibilidade Ambiental das Praias Localizadas no Arquipélago Tinharé/Boipeba, Litoral Sul do Estado da Bahia. *Geociências (São Paulo)*, 2009; 28(2): 193-201.
- [195] Carreira RS, Cordeiro LGMS, Bernardes MC, Hatje V. Distribution and characterization of organic matter using lipid biomarkers: A case study in a pristine tropical bay in NE Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2016; 168: 1-9.
- [196] Pedreira RMA, Barros F, Farias CDO, Wagener AL, Hatje V. A tropical bay as a reference area defined by multiple lines of evidences. *Marine pollution bulletin*, 2017; 123(1-2): 291-303.

- [197] Affe HMJ, Rigonato J, Nunes JMC, Menezes M. Metagenomic Analysis of Cyanobacteria in a Oligotrophic Tropical Estuary, South Atlantic. *Front. Microbiol.* 2018; 9:1393. doi: 10.3389/fmicb.2018.01393
- [198] Affe HMJ, Menezes M, Nunes JMC. Microphytoplankton in a tropical oligotrophic estuarine system: spatial variations and tidal cycles. *Braz. J. Bot.*, 2018; 41: 1–13. doi: 10.1007/s40415-018-0447-y
- [199] Silva IR, Souza Filho JR. Sensibilidade ambiental de praias: um exemplo de análise para a península de Marau, sul do estado da Bahia, Brasil. *Pesquisas em Geociências*, 2011; 38(2): 147-157.
- [200] Filho JRDS, Silva IR, Ferreira DF. Socio-environment analysis as a tool for coastal management: the case of Marau Peninsula, Bahia, Brazil. *Journal of Coastal Research*, 2011: 446-451.
- [201] Costa Jr OS, Nimmo M, Attrill MJ. Coastal nutrification in Brazil: a review of the role of nutrient excess on coral reef demise. *Journal of South American Earth Sciences*, 2008; 25(2): 257-270.
- [202] Souza MFL, Santana TB. Metabolismo líquido da matéria orgânica, calcificação e fluxos de dióxido de carbono em dois recifes costeiros sujeitos a diferentes graus de impacto: Coroa Vermelha e Taipus de Fora, Bahia. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 2016; 19(3): 42-50.
- [203] Schiavetti A, Manz J, Santos CZ, Magro TC, Pagani MI. Marine protected areas in Brazil: an ecological approach regarding the large marine ecosystems. *Ocean & Coastal Management*, 2013; 76: 96-104.
- [204] Soares MO, Lucas, C.C., 2018. Towards large and remote protected areas in the South Atlantic Ocean: St. Peter and St. Paul's Archipelago and the Vitória-Trindade Seamount Chain, *Mar. Pol.* 93 101–103.
- [205] Silva AP. Brazilian large-scale marine protected areas: Other “paper parks”? *Ocean & Coastal Management*, 2019; 169: 104-112.
- [206] Bruce T, Meirelles PM, Garcia G, Paranhos R, Rezende CE, Moura RL et al. Abrolhos bank reef health evaluated by means of water quality, microbial diversity, benthic cover, and fish biomass data. *PLoS One*, 2012; 7: e36687. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0036687>.
- [207] Francini-Filho RB, Coni EOC, Meirelles PM, Amado-Filho GM, Thompson FL, et al. (2013) Dynamics of Coral Reef Benthic Assemblages of the Abrolhos Bank, Eastern

Brazil: Inferences on Natural and Anthropogenic Drivers. PLoS ONE 8(1): e54260.
doi:10.1371/journal.pone.0054260

MATERIAL SUPLEMENTAR

1. Figura S1 – Método de Amostragem

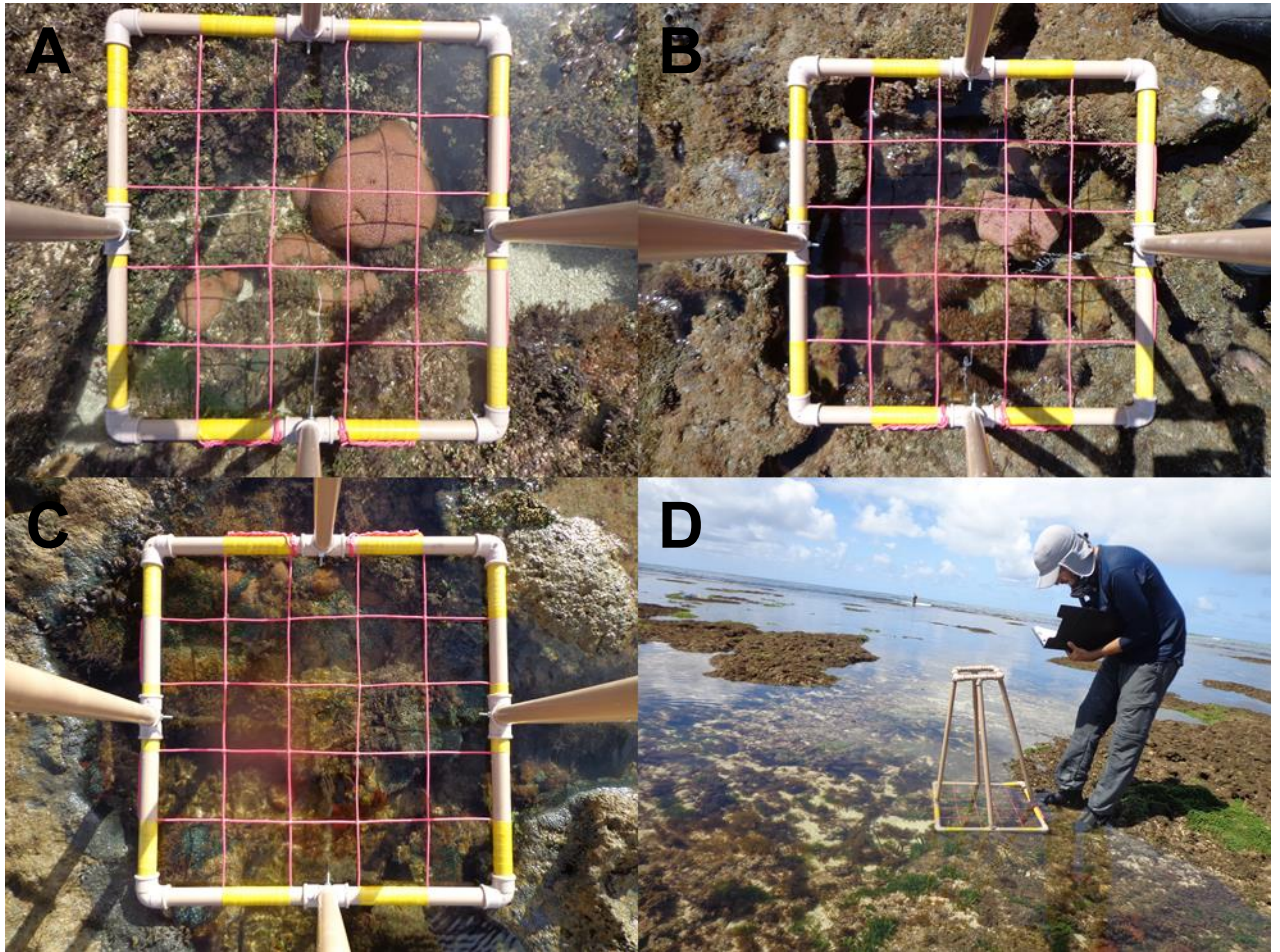


Figura S1: Representação do método de amostragem por meio de fotoquadrados visuais em recifes distintos. A-Boipeba; B-Abaí; C-Praia do Forte; D-Cálculo da cobertura dos grupos bentônicos no recife de Itacimirim.

2. Figure S2 – Draftsman plot

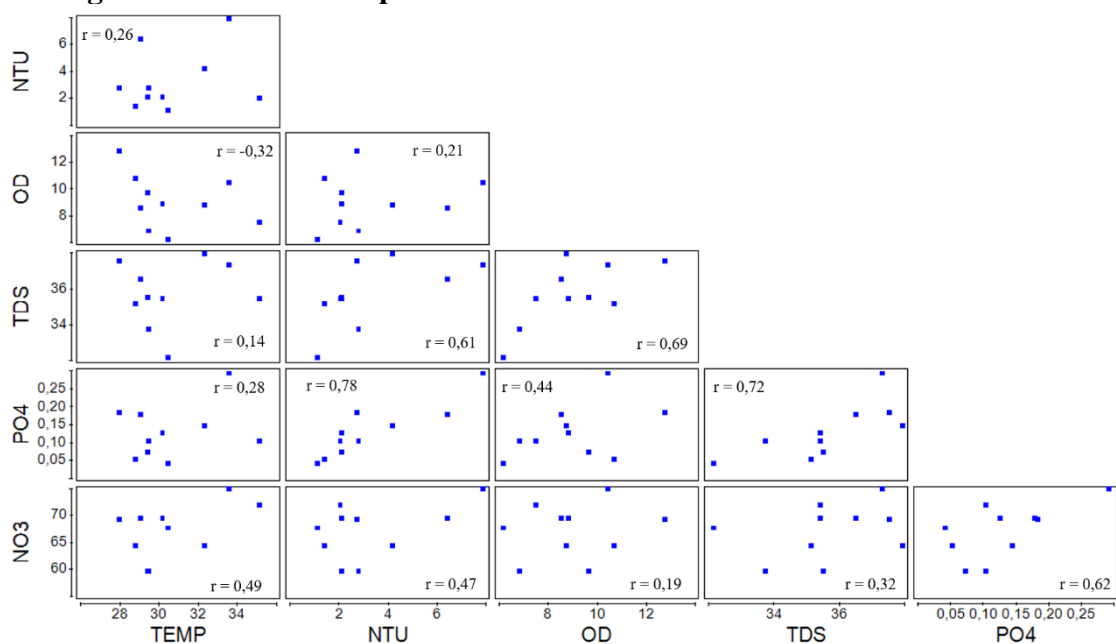
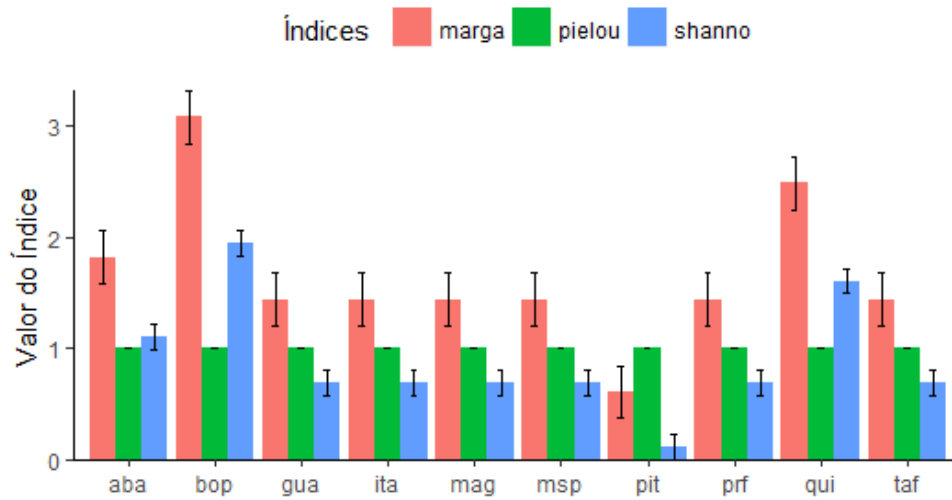


Figura S2: Gráfico de Draftsman representando as correlações entre as variáveis abióticas utilizadas para caracterizar a qualidade da água. Os valores representam os coeficientes de correlação de Pearson para cada relação. Temp-Temperatura; NTU-Turbidez; OD-Oxigênio Dissolvido; TDS-sólidos totais dissolvidos; PO₄-Fosfato; NO₃-Nitrato.

3. Figure S3 – Índices de Diversidade

A



B

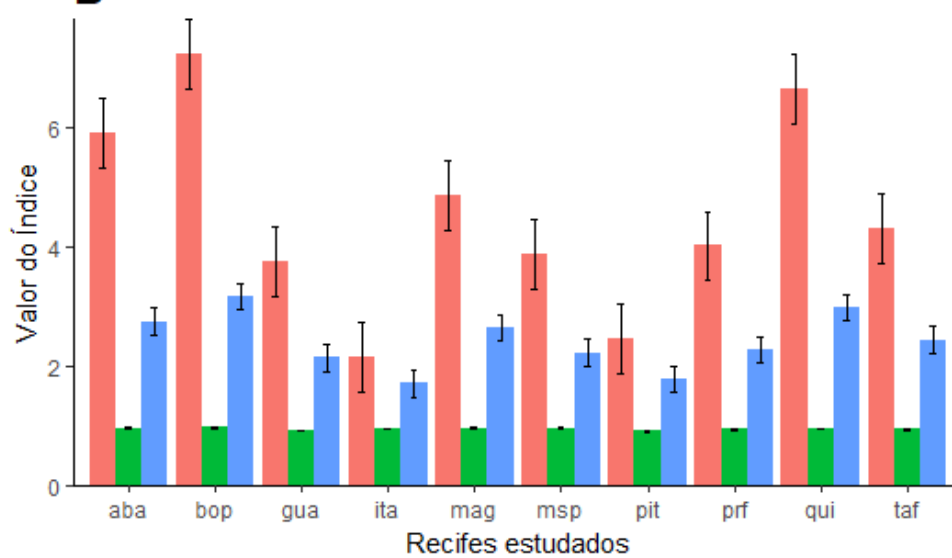


Figura S3: Índices univariados de diversidade e barras de erro indicando o desvio padrão para os grupos: (A) corais escleractíneos e (B) esponjas. Barras rosas-riqueza de Margalef; Barras azuis-Equitatividade de Pielou e Barras verdes-Diversidade de Shannon.

4. Figure S4

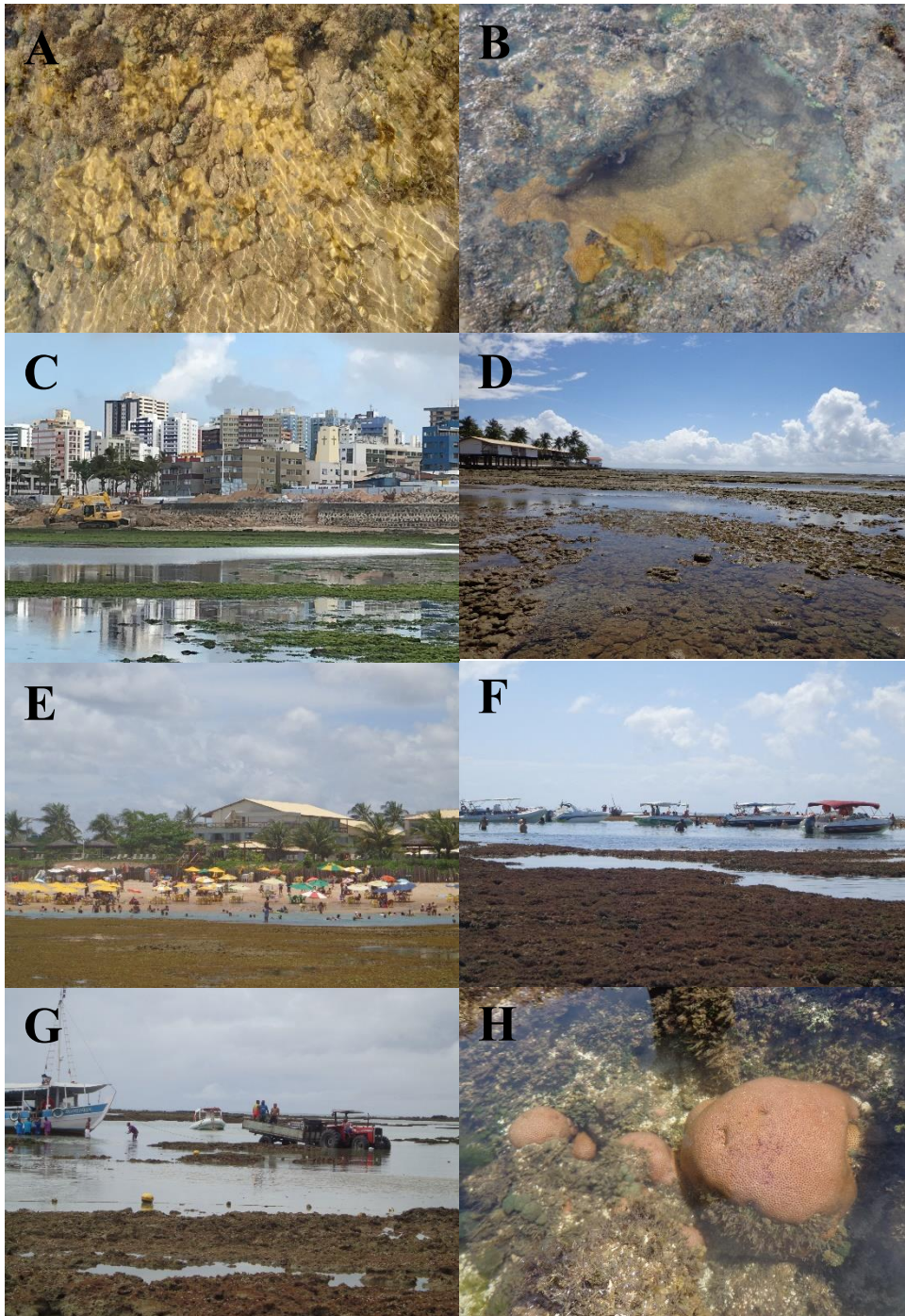


Figura S4: A-Branqueamento da esponja bioerodidoras *Cliona varians* no recife de Itacimirim; B-zoantídeos (*Zoanthus sociatus* e *Palythoa caribaeorum*) no topo recifal da Praia do Forte; C-dragagem na faixa de areia do recife da Pituba; D-recife de coral na ilha privada de Quiepe; E-turismo massificado na praia de Guarajuba; F-lanchas de passeio nas piscinas naturais de Boipeba; G-veículos automotores sobre os recifes de Morro de São Paulo; H-colônias de *Siderastrea stellata* no topo recifal de Boipeba.

5. Tabela S1

Tabela S1: Resultado da ANOVA *one - way* para as variáveis abióticas entre os grupamentos de densidade populacional humana e as regiões delimitada.

	DENSIDADE		REGIÕES	
	<i>F (2,7)</i>	<i>p-value</i>	<i>F (3,6)</i>	<i>p-value</i>
Nitrato	1,417	0,304	1,049	0,436
Fosfato	9,159	0,011	3,025	0,115
Turbidez	31,16	0,00032	11,3	0,007
Sólidos em Suspensão	2,42	0,1589	4,257	0,0622
Oxigênio Dissolvido	0,1153	0,8928	8,604	0,0136
Temperatura	0,2311	0,7995	1,1	0,419

6. Table S2

Tabela S2: Resultados da análise SIMPER da cobertura percentual dos grupos bentônicos, demonstrando a contribuição de cada grupo as dissimilaridades observadas entre os grupos de densidade populacional humana.

INA & HA						
Dissimilaridade média = 32,12						
Grupo	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Coral vivo	49,6	27,53	11,03	3,34	34,35	34,35
Esponja bioer.	10,27	17,98	5,54	1,14	17,26	51,61
Alga	10,87	19,02	4,08	2,61	12,69	64,3
Coral morto	2,53	9,02	3,54	1,24	11,03	75,34

INA & POP						
Dissimilaridade média = 52,53						
Grupo	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Coral vivo	49,6	7,87	20,87	5,18	39,72	39,72
Zoantídeo	4,87	27,67	11,4	3,68	21,7	61,42
Alga	10,87	23,33	6,23	2	11,87	73,29
Esponja bioer.	10,27	19,93	4,83	9,66	9,2	82,49

HA & POP						
Dissimilaridade média = 43,58						
Grupo	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Zoantídeo	1,53	27,67	13,07	4,43	29,98	29,98
Coral vivo	27,53	7,87	9,83	2,89	22,57	52,55
Esponja bioer.	17,98	19,93	5,58	1,97	12,8	65,35
Coral morto	9,02	2,8	3,64	1,32	8,36	73,71

INA: Inabitado; HAB: habitado; POP:populoso.